

Ecole Nationale Vétérinaire de Toulouse (ENVT)

Université Paul Sabatier (UPS)

Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement (Cirad)



MASTER « Gestion Intégrée des Maladies Animales Tropicales »

Rapport de stage

Synthèse bibliographique sur la situation de la biodiversité animale en contexte d'exploitation agricole de palmier à huile en Malaisie (Bornéo) et exploitations des premières données de quantification de la biodiversité animale pour le projet *TRAILS* - climaTe Resilient Landscapes for wIldLife conServation

Projet *Hutan*, Kinabatangan, Malaisie



Présenté par Léa, Andrée, Yvette TRUPIN

Réalisé sous la direction de Dr. Vét. Marc ANCRENAZ et Mr Alain RIVAL

Tutoré par le Dr. Vét. Timothée VERGNE

Stage réalisé du 07 Janvier 2021 au 31 Mai 2021

Soutenu les 15 et 16 Juin 2021

Remerciements

Je tiens à remercier le Docteur Vétérinaire Marc **ANCRENAZ**, vétérinaire et fondateur de l'ONG *HUTAN* et Monsieur Alain **RIVAL**, chercheur agronome au Cirad, qui m'ont encadrée tout au long de ce stage, et ce, malgré les difficultés rencontrées. Qu'ils soient aussi remerciés pour leur gentillesse, leur disponibilité permanente et pour les nombreux encouragements qu'ils m'ont prodigués.

Je remercie le Docteur Vétérinaire Timothée **VERGNE**, épidémiologiste et maître de conférences en santé publique vétérinaire à l'ENVT, pour avoir accepté d'être mon tuteur pour ce stage et pour sa compréhension.

J'adresse tous mes remerciements au Docteur Vétérinaire Guillaume **LE LOC'H**, maître de conférences en médecine zoologique et santé de la faune sauvage et capacitaire de la faune sauvage à l'École Nationale Vétérinaire de Toulouse, ainsi qu'au Docteur Vétérinaire Pascal **HENDRIKX**, vétérinaire, docteur en épidémiologie de l'Université Joseph Fourier de Grenoble et inspecteur en chef de santé publique vétérinaire, de l'honneur qu'ils m'ont fait en acceptant d'être rapporteurs et examinateurs de ce rapport de stage.

Merci aussi à Mademoiselle Amanda **SHIA**, étudiante en Master de Biologie de la Conservation à Manchester, dont les thèmes de recherche ont inspiré ce rapport et qui m'a fourni les données brutes de cette étude.

Enfin, je tiens à remercier tous les membres de l'ONG *HUTAN*, de l'équipe enseignante et encadrante de l'ENVT et du Cirad, et mes collègues de la promotion du Master **GIMAT** 2020-2021, pour m'avoir accompagnée pendant cette belle année et ce beau projet.

Table des matières

Partie I – Synthèse bibliographique.....	1
a. Biodiversité et faune sauvage	1
b. Endémicité.....	2
c. Monitoring.....	2
d. Densité.....	2
e. Abondance.....	2
f. Fréquence.....	3
g. Richesse	3
h. Résilience.....	3
i. Espèces indicatrices ou espèces « clef-de-voûte »	3
B. Partenaires de l'étude	3
a. L'organisation non-gouvernementale <i>HUTAN</i>	3
b. Le Cirad.....	3
c. La plantation.....	4
d. <i>Universiti Putra Malaysia (UPM)</i>	4
C. Contexte et situation de départ	4
b. Le projet <i>TRAILS – climaTe Resilient Landscapes for wILDlife conServation</i> : créer des paysages résilients pour la conservation de la vie sauvage	7
D. Synthèse des techniques de suivi et de quantification de la biodiversité animale.....	8
a. Intérêts du <i>monitoring</i>	8
b. Classification des méthodes	9
Partie II – Travail personnel.....	10
A. Sites d'étude	10
a. Plantation de palmier à huile active (PA)	10
b. Mélange de forêt primaire et de forêt plantée (FPP).....	11
c. Zone reforestée autour d'un corridor riverain (CR)	11
B. Méthodes	11
a. Piégeage physique.....	11
b. Camera-trap	12
c. Visual encounter survey (VES).....	12
d. Décompte au point.....	12
e. Covariables environnementales.....	12
C. Analyse des données	13

D. Résultats	14
E. Discussion	19
F. Conclusion	21
G. Bibliographie.....	22

Partie I – Synthèse bibliographique

A. Définitions

a. Biodiversité et faune sauvage

Le terme *biodiversity* est attribué (Meine, Soulé and Noss, 2006) à Walter Rosen, un membre du *National Research Council* Américain, qui a commencé à contracter les termes *biological diversity* pendant la préparation d'un colloque dont les actes seront publiés sous le titre « *Biodiversity* ». (Wilson *et al.*, 1988; Marcon, 2015) Il existe désormais littéralement des centaines de définition de la biodiversité. Ce rapport s'appuie sur une définition assez simple :

Biodiversité (n.f.) : diversité des traits biologiques, depuis l'échelle microscopique, jusqu'à l'échelle macroscopique et comprenant les gènes, les individus, les populations et métapopulations, les espèces, les communautés, les écosystèmes et toutes les interactions entre ces différentes entités. (Burns *et al.*, 2014)

Le terme « *wildlife* » en anglais (généralement traduit en français par « faune sauvage ») à un sens qui varie selon les auteurs. Le plus souvent, il est restreint aux vertébrés terrestres ; parfois, il est utilisé pour inclure la faune et la flore sauvages dans leur ensemble. Généralement, le terme utilisé en suivi de la biodiversité reprend un mot anglais, « *game* », qui était utilisé pour désigner les animaux chassés pour le sport. La gestion de telles espèces fait toujours partie intégrante de la gestion de la faune sauvage dans sa globalité, mais cette discipline embrasse de plus en plus d'autres aspects comme la conservation d'espèces en danger méconnues. (Sinclair, Fryxell and Caughley, 2009)

Deux indices sont les plus courants pour mesurer de façon neutre la diversité, dans le sens où ces mesures ne prennent pas en compte les caractéristiques propres des espèces : l'indice de Shannon et l'indice de Simpson. (Marcon, 2015) La diversité neutre est souvent appelée diversité taxonomique (Devictor *et al.*, 2010), même si ce terme peut être confondu avec la diversité phylogénétique, quand la phylogénie se réduit à une taxonomie. (Clarke and Warwick, 2001; Marcon, 2015) Ce type de mesure n'a de sens qu'à l'intérieur d'un taxocène bien défini : sommer un nombre d'espèces d'insectes à un nombre d'espèces de mammifères a peu d'intérêt. Ces méthodes ne sont donc pas forcément les plus adaptées à la conservation : à grande échelle, des indicateurs de biodiversité (Balmford, Green and Jenkins, 2003) peuvent être plus pertinents. Elles sont également sujettes à des biais d'estimation, notamment (mais pas uniquement) à cause des espèces non échantillonnées. Ces mesures restent cependant les plus utilisées. (Marcon, 2015)

i. Indice de Shannon

L'indice de Shannon, aussi appelé indice de Shannon-Weaver ou de Shannon-Wiener, ou simplement « entropie », est dérivé de la théorie de l'information. (Shannon, 1948) Considérons une zone forestière contenant S espèces végétales différentes. La probabilité qu'une plante choisie au hasard appartienne à l'espèce s est notée p_s . On prélève n plantes, et on enregistre la liste ordonnée des espèces des n plantes. Si n est suffisamment grand, le nombre de plantes de l'espèce s est $n p_s$. On note L le nombre de listes respectant ces conditions (Marcon, 2015) :

$$L = \frac{n!}{\prod_{i=1}^S (n p_i)!}$$

Après un passage au logarithme, puis approximation de Stirling et simplifications, on obtient l'indice de Shannon noté « H' » ci-dessous. Cet indice donne une mesure de la biodiversité en tant que quantité d'information.

ii. Indice de Simpson

On note p_s la probabilité qu'un individu tiré au hasard appartienne à l'espèce s . L'indice de E.H. Simpson, ou Gini-Simpson (Simpson, 1949), est :

$$D = 1 - \sum_{s=1}^S p_s^2$$

Il peut être interprété comme la probabilité que deux individus tirés au hasard soient d'espèces différentes. Il est compris dans l'intervalle $[0 ; 1]$. Sa valeur diminue avec la régularité de la distribution : $E = 0$ si une seule espèce a une probabilité de 1, $E = 1 - 1/S$ si les S espèces ont la même probabilité $p_s = 1/S$. La valeur 1 est atteinte pour un nombre infini d'espèces, de probabilités nulles. (Marcon, 2015)

b. Endémicité

Le terme d'endémicité se réfère à l'occurrence d'une espèce de plante ou d'animal dans un espace géographique restreint. Le nasique (*Nasalis larvatus*) est une espèce de singe vivant à l'état sauvage uniquement sur l'île de Bornéo : on peut alors dire que le nasique est endémique de Bornéo. L'orang-outan (*Pongo pygmaeus*) est considéré comme actuellement endémique de Bornéo et Sumatra, alors que quelques années plus tôt on trouvait également l'espèce dans un plus large rayon géographique : du Sud de la Chine (Yunnan) à Sumatra, à travers l'Indonésie et la Malaisie péninsulaire (Malaya). A cause des activités humaines (chasse, agroforesterie, braconnage), cette espèce est maintenant éteinte dans la majorité des régions asiatiques et ne se trouve plus actuellement qu'à Bornéo et Sumatra. On parle dans le cas de l'orang-outan d'endémicité secondaire, alors que pour le nasique, qui n'a jamais été trouvé ailleurs que sur l'île de Bornéo, on parle d'endémicité primaire. (Ministry of Science, Technology and the Environment, 1998; GLOBINMED, 2018)

c. Monitoring

Le *monitoring* est la mesure et l'enregistrement des changements récents et en cours dans la biodiversité. Généralement, le *monitoring* doit prendre en compte la complexité de la biodiversité, qui est régie par l'échelle de la diversité ciblée (écosystémique, spécifique, génétique, ...), les aspects (taxonomiques, structurels, fonctionnels) et la multitude des interactions entre tous les organismes vivants et les conditions environnementales. Cette complexité implique d'être clair et précis dans le nombre et la définition des paramètres mesurés, et dans les méthodes utilisées. (Juergens, 2006)

d. Densité

La densité est le nombre d'individus par unité d'aire. Les estimations de la densité peuvent être converties en estimation de la taille de la population totale par multiplication de la densité par l'aire de l'habitat. Inversement, les décomptes totaux de population sur une aire peuvent être dérivés en densité. Cependant, extrapoler l'estimation de la densité d'une aire plus petite vers une aire plus grande n'est pertinent que si cette aire plus large possède les mêmes caractéristiques environnementales et écosystémiques que l'aire d'origine. (Hill *et al.*, 2005)

e. Abondance

L'indice d'abondance est « n'importe quel corrélatif de densité » (Caughley, 1977), et les indices indirects sont basés sur des preuves indirectes de présence d'un animal, comme les vocalisations, les fèces etc... (Seber, 1982) La plupart des indices d'abondance utilisés sont des index de proportionnalité constante, tandis que les indices indirects sont proportionnels à l'abondance vraie. Un indice élevé traduit une haute fréquence d'activité de l'espèce-cible sur le site d'observation ; un indice bas traduit une faible activité de ladite espèce. Des changements dans le temps de l'indice sont directement liés à des changements dans l'abondance de la population permettant ainsi d'évaluer les tendances des populations surveillées. (Boddicker, Rodriguez and Amanzo, 2002)

f. Fréquence

La fréquence est la proportion d'unités d'échantillonnage (quadrats, radiants, ...) pour laquelle l'espèce-cible est présente. C'est une donnée quantitative simple, souvent utilisée pour décrire l'abondance relative ou pour relever les données de présence/absence de l'espèce-cible sur chaque site. L'estimation de la fréquence dépend de la taille de l'unité d'échantillonnage et de celle des espèces-cibles (le nombre d'individus de grande taille pouvant être surestimé dans une petite surface par rapport aux individus de taille plus modeste) et de la distribution spatiale des individus (les espèces grégaires pouvant être sous ou sur-représentées selon leur visibilité). (Hill *et al.*, 2005)

g. Richesse

La richesse (terme introduit par McIntosh (McIntosh, 1967)) est le nombre de classes différentes présentes dans le système étudié, par exemple le nombre d'espèces d'arbres dans une forêt. Un certain nombre d'hypothèses sont assumées plus ou moins explicitement :

- Les classes sont bien connues : compter le nombre d'espèces a peu de sens si la taxonomie n'est pas établie.
- Les classes sont équidistantes : la richesse augmente d'une unité quand on ajoute une espèce, qu'elle soit proche des précédentes ou extrêmement originale.

L'indice de richesse le plus simple et le plus utilisé est le nombre d'espèces, souvent noté *S*. (Marcon, 2015)

h. Résilience

La résilience écologique est la capacité d'un système à absorber les perturbations, se réorganiser et à maintenir cette capacité d'adaptabilité. Elle est parfois appelée « mémoire écologique » et est composée des espèces, structures et interactions qui rendent cette réorganisation possible. Pour qu'un écosystème (pâturage, réserve naturelle, ...) puisse fonctionner sur le long terme, cette résilience est nécessaire et repose sur 1) une capacité d'amortissement des perturbations et 2) une capacité de renouvellement. (Bengtsson *et al.*, 2003)

i. Espèces indicatrices ou espèces « clef-de-voûte »

Encore appelées « espèces porte-drapeau », ces espèces sont sensibles aux changements environnementaux et écosystémiques et sont des indicateurs de la santé des écosystèmes. (IUCN, 2021) Ce terme réfère aussi parfois aux espèces indicatrices de la diversité d'autres espèces, taxons ou communautés dans une aire géographique donnée. (Lawton and Gaston, 2001)

B. Partenaires de l'étude

a. L'organisation non-gouvernementale HUTAN

HUTAN est une organisation non-gouvernementale française créée le 15 Janvier 1996 par le Docteur Isabelle Lackman, primatologue, et son mari le Docteur Vétérinaire Marc Ancrenaz, vétérinaire de la faune, pour étudier et préserver les orangs-outans (*Pongo sp.*). Le nom *HUTAN* vient du mot malais pour dire « orang-outan » : *orang hutan*, qui signifie littéralement « homme de la forêt ». L'ONG est installée dans la partie malaisienne de Bornéo. (www.hutan.org, 2020)

Dès 1998, l'ONG a mis en place un projet de conservation de l'orang-outan puis de l'éléphant pygmée, endémiques à Sabah, en lien avec les autorités locales. L'association travaille également avec les communautés locales pour résoudre les conflits humains-faune. Les activités sont en accord avec la politique actuelle de l'Etat de Sabah. (Deletain, 2020)

b. Le Cirad

Le Cirad (Centre de coopération internationale en recherche agronomique pour le développement) est un Epic (Etablissement public à caractère industriel et commercial) placé sous la double tutelle du ministère de l'Enseignement supérieur, de la Recherche et de l'Innovation, et du Ministère de l'Europe et des Affaires

étrangères. Le Cirad s'intéresse à de grandes thématiques telles que la sécurité alimentaire, le changement climatique, la gestion des ressources naturelles, la réduction des inégalités et la lutte contre la pauvreté. (www.cirad.fr, 2021)

En Asie du Sud-Est, le Cirad met en place *SALSA (Sustainable Agricultural Systems in Southeast Asia)*, une plateforme partenariale de construction de projets scientifiques et de formation avec des partenaires publics et privés de la région, où se croisent les problématiques de modèles agricoles, déforestation, changement climatique et pauvreté rurale. (Deletain, 2020)

c. La plantation

Le projet *TRAILS* n'est possible que grâce à l'association avec une plantation de palmiers à huile, qui pour des raisons commerciales et de concurrence, a préféré garder l'anonymat. Cette compagnie possède actuellement 9 000 hectares de terres entièrement plantées en palmiers à huile sélectionnés. La plantation s'est engagée dans une politique de durabilité des pratiques, qui souhaite aller bien au-delà des recommandations portées par les standards RSPO ou MPSO. (efeca, 2015; Deletain, 2020) A terme, la plantation veut commercialiser une huile de palme 100% organique (biologique), et se déclare prête à investir dans les changements d'itinéraires techniques inhérents à ces changements : recyclage des effluents organiques des usines d'extraction d'huile, compostage à grande échelle, restitution de la matière organique en plantation... La plantation vient de signer un « *Memorandum of Understanding* » de 5 ans avec un zoo occidental pour travailler sur la partie reforestation *stricto sensu*, signe d'un engagement de la compagnie sur le long terme. (Deletain, 2020)

d. Universiti Putra Malaysia (UPM)

L'UPM est une université malaisienne ayant convenu d'un accord avec le Cirad en Septembre 2011 pour le développement d'activités de recherche en commun, ce qui a conduit à l'affectation de deux chercheurs permanents du Cirad à l'UPM. L'université est le partenaire malaisien du Cirad, de l'Université de Montpellier et de l'Association des établissements d'enseignement supérieur d'Asie du Sud-Est (*ASAIHL*) pour la mise en œuvre de la plateforme de recherche *SALSA*. (Deletain, 2020)

C. Contexte et situation de départ

b. Région d'étude : la Malaisie

La Malaisie (*Malaysia* en malais et en anglais) constitue un pont naturel entre l'Asie continentale et l'archipel indonésien. Elle est composée de deux ensembles géographiquement distincts : la Malaisie occidentale, péninsulaire ou continentale d'une part, et la Malaisie orientale ou insulaire d'autre part, formée du Sarawak et du Sabah sur l'Île de Bornéo. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

Les deux parties de la Malaisie partagent le même climat équatorial chaud et humide et un couvert forestier dense, composé de forêts sempervirentes hygrophiles, de forêts d'arrière-mangrove à *Melaleuca* et de mangroves à palétuviers *Rhizophora* et à palmiers *Nipa fructicans*. Depuis le colonialisme, les cultures se sont diversifiées et intensifiées, et le secteur se distingue aujourd'hui par des cultures d'exportation très dynamiques. La culture d'exportation principale est celle du palmier à huile, pour lequel la Malaisie était depuis le début des années 1970 le premier exportateur mondial. Maintenant en forte compétition sur ce marché d'export avec l'Indonésie, devenue leader mondial du marché, la Malaisie reste la productrice de la moitié de l'huile de palme mondiale. (Devillers, Fau and Lombard, 2021) La Malaisie et l'Indonésie produisent ensemble plus de 80% de l'huile de palme au niveau mondial. (Schleicher *et al.*, 2019) D'autres cultures, comme celle du caoutchouc, contribuent à l'économie de la filière et accompagnent la transition économique du pays. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

La Malaisie exporte du pétrole depuis les années 1970, avec la découverte au large de Terengganu et des côtés du Sabah et du Sarawak de quelques gisements. Les réserves ne sont pas très importantes et le pays est maintenant contraint d'importer du pétrole. Les réserves gazifères sont les quinzièmes au niveau mondial,

ce qui classe la Malaisie parmi les premiers exportateurs mondiaux de gaz naturel liquéfié. (Devillers, Fau and Lombard, 2021)

c. Situation de départ

Pour des raisons de simplification, un focus sera réalisé sur la biodiversité des forêts malaisiennes, bien que ce travail se veuille utile pour l'estimation, la quantification et le suivi de biodiversité de Sumatra, Bornéo et de la Malaisie.

i. Biodiversité malaisienne et forêts tropicales

Les forêts tropicales abritent au moins deux-tiers de la diversité mondiale de la faune et de la flore (Thomas and Baltzer, 2002), et stockent 25% du carbone terrestre. (Bonan, 2008) La Malaisie est classiquement considérée comme faisant partie des 17 pays au monde possédant une « méga-biodiversité ». (Letchumanan, 2002; Bertzky *et al.*, 2013) La flore malaisienne est extrêmement riche et estimée à environ 12 500 espèces de plantes à fleurs, et plus de 1 100 espèces de fougères et dérivés. La plupart ne sont qu'estimées car encore inconnues et non recensées. (Letchumanan, 2002) A l'échelle mondiale, la Malaisie représente 3% de la biodiversité animale en termes de nombre d'espèces présentes, et comparativement à trois pays proches (Indonésie, Philippines, Chine), la Malaisie est la plus riche en espèces animales. (Bornean Biodiversity and Ecosystem Conservation, 2009) Le **tableau 1** montre le nombre total d'espèces animales et leur pourcentage d'Endémicité pour les animaux trouvés en Malaisie. Sur 286 espèces de mammifères présentes en Malaisie, 27 sont considérées endémiques (soit 9,9%). Pour les oiseaux, reptiles et amphibiens, on retrouve un taux d'endémicité respectif de 1,5%, 2,6% et 36,1% : ainsi, une grenouille sur trois présentes en Malaisie ne peut être trouvée ailleurs sur le globe à l'état sauvage. (Groombridge, 1992; Ministry of Science, Technology and the Environment, 1998; Gleich *et al.*, 2002; Bornean Biodiversity and Ecosystem Conservation, 2009; GLOBinMED, 2018)

	Nombre total d'espèces	Part de la Malaisie dans la diversité du groupe à l'échelle mondiale (%)	Nombre d'espèces endémiques	% d'endémicité
Mammifères	286	6	27	9,9
Oiseaux	736	7,4	11	1,5
Reptiles	268	3,6	69	2,6
Amphibiens	158	3	57	36,1
Poissons marins	4 000	30	N.R.	-
Poissons d'eau douce	449	5	N.R.	-
Invertébrés	150 000	15	N.R.	-

Tableau 1 : nombre d'espèces animales par groupe présentes en Malaisie, part de la Malaisie dans la diversité du groupe à l'échelle mondiale et nombre d'espèces endémiques et pourcentage d'endémicité (Groombridge, 1992; Ministry of Science, Technology and the Environment, 1998; Gleich *et al.*, 2002; Bornean Biodiversity and Ecosystem Conservation, 2009; GLOBinMED, 2018)

N.R. : non renseigné / - : non calculable

Cependant, le déclin de la biodiversité, principalement à cause de la déforestation et de la dégradation des forêts tropicales, est en train de s'accélérer à un rythme effarant. (Barlow *et al.*, 2016) Ce déclin menace même la durabilité de l'existence de tels écosystèmes, ce qui est imputable aux changements anthropogéniques et naturels majeurs, actuels et à venir. (Malhi *et al.*, 2014)

L'Asie du Sud-Est, qui abrite environ 15% des forêts tropicales du monde (Stibig *et al.*, 2013), connaît depuis plusieurs décennies des taux de déforestation extrêmement élevés. A Bornéo, la perte du couvert forestier et de la biodiversité qu'il abrite sont, depuis les années 1990, principalement le résultat de l'expansion de plantations commerciales et de pratiques forestières non durables, notamment pour la culture du palmier à huile. L'adoption de modèles d'agroforesterie plus durables est donc un enjeu de tout premier

ordre pour préserver l'environnement et la biodiversité exceptionnels du pays et limiter sa contribution au dérèglement climatique. (Stibig *et al.*, 2013; Deletain, 2020)

ii. Exploitation de l'huile de palme

Le palmier à huile (*Elaeis guineensis* sp) est cultivé dans les vallées humides d'Afrique, d'Amérique du Sud et d'Asie tropicale, en premier lieu pour la production d'huile. (Vijay *et al.*, 2016) L'extension de cette monoculture a conduit à la conversion accélérée des forêts tropicales considérées comme des « puits à carbone » (Barcelos *et al.*, 2015), en particulier en Asie du Sud-Est, qui est une région reconnue pour être l'une des plus riches au monde sur le plan de la biodiversité.

A Bornéo et en Malaisie, l'élimination de la forêt tropicale au profit des zones agroforestières dédiées à l'huile de palme a conduit à des impacts environnementaux majeurs, principalement à la perte, la fragmentation et la dégradation de cet habitat, ainsi qu'à des impacts indirects conduisant à la diminution des fonctions écosystémiques de cet habitat (*i.e.* la régulation des nutriments et de la réserve hydrique, la formation des sols, la rétention d'eau) et à l'augmentation des conflits à la frontière Homme/faune sauvage. (Brühl and Eltz, 2010; Dislich *et al.*, 2017; Othmn *et al.*, 2019)

De plus en plus de projets de recherche s'intéressent à la réponse des taxons principaux aux plantations de palmiers à huile, en particulier à Bornéo. Il est maintenant avéré que ces plantations abritent moins de biodiversité que les forêts fragmentées, et que cela concerne *a minima* les mammifères (Yue *et al.*, 2015; Mohd-Azlan, Kaicheen and Lok, 2019; Wearn *et al.*, 2019), les amphibiens (Gillespie *et al.*, 2012; Konopik, Steffan-Dewenter and Grafe, 2015; Scriven *et al.*, 2018), les oiseaux (Mitchell *et al.*, 2018; Jayasilan, 2019) et les invertébrés (Edwards *et al.*, 2014).

iii. Politiques nationales

Les autorités malaisiennes ont identifié comme priorité dans leur onzième Plan de Développement Economique (2016-2020) l'objectif de « poursuivre une croissance verte favorisant durabilité et résilience », avec notamment comme axe d'action la conservation des ressources naturelles pour les générations présentes et futures, et le renforcement de la résilience contre les changements climatiques et les désastres naturels ». (Prime Minister's Department, Malaysia, 2015; Deletain, 2020)

Sur la question de la déforestation, la Malaisie s'est engagée en 1992 à conserver au moins 50% de couverture forestière sur son territoire. (Président Idris, 2018) Pour autant, des surfaces importantes de territoire ont été déforestées lors des dernières décennies, notamment pour le bois, la culture des hévéas et des palmiers à huile, donnant lieu à une forte mobilisation des consommateurs européens. (Deletain, 2020) Les statistiques officielles rapportent en 2009 une couverture forestière de 55,3% sur le territoire malaisien (Ministry of Plantation Industries and Commodities Malaysia, 2008; Wyn, 2013), mais des images satellites indépendantes rapportent que cette surface serait seulement de 45,4% en 2009, exploitations forestières plantées incluses. (Miettinen, Shi and Liew, 2011; Wyn, 2013)

En vue d'améliorer la durabilité de la filière huile de palme, les autorités malaisiennes ont mis en place une certification de pratiques durables nationale « MSPO » (*Malaysian Sustainable Palm Oil*) en 2015 (efeca, 2015; Sanath and Mohd, 2019), et l'ont rendue obligatoire pour tous les cultivateurs de palmiers à huile en Malaisie au 1^{er} Janvier 2020. (Kumaran, 2021) Le niveau d'exigence de cette certification est très imparfait mais a pour principal objectif de permettre aux petits producteurs (570 000 en Malaisie, qui produisent 29% de l'huile de palme du pays (Senawi, 2019)), de faire un premier pas en matière d'amélioration des pratiques. En parallèle, les autorités malaisiennes ont renforcé la promotion sur la scène internationale de l'huile de palme en vue d'augmenter les exportations, ce secteur restant pour la Malaisie une denrée essentielle de son économie (2,7% du PIB (Departement of Statistics, Malaysia, 2020)), son équilibre politique et sa culture. (Deletain, 2020)

b. Le projet TRAILS – climaTe Resilient lAndscapes for wlldLife conServation : créer des paysages résilients pour la conservation de la vie sauvage

TRAILS est un projet de recherche qui a pour but de contribuer à la mise en place de systèmes agroforestiers innovants, associant cultures pérennes et forêts, destinés à répondre à la fois aux enjeux environnementaux (préservation de la biodiversité et lutte contre le dérèglement climatique) et aux objectifs d'amélioration des conditions de vie des populations rurales, que les modèles de développement économie suivis en Asie du Sud-Est, et en particulier en Malaisie, ne sont pas encore parvenus à atteindre de manière entièrement suffisante. (Deletain, 2020)

i. Créer des paysages innovants

Le premier sous-objectif du projet TRAILS consiste à concevoir et à installer des systèmes agroforestiers à base de palmiers à huile (Deletain, 2020), de manière à quantifier leur impact dans les trois composantes de la durabilité : environnementale, sociale et économique. (Kuok Ho and Qahtani, 2020)

Des initiatives de reforestation fleurissent partout dans le monde dans l'espoir de juguler voire de reverser la perte de biodiversité consécutive à cette déforestation de masse. Ces efforts de renforcement de l'habitat pour les espèces en danger, en particulier les vertébrés terrestres, doivent souvent être conduits dans des régions de culture de l'huile de palme. (Kempinen *et al.*, 2020) L'implication des populations locales a souvent bénéficié à la durabilité de ces projets de reforestation. (Yamanoshita and Amano, 2012) A Bornéo, la reforestation de terres dégradées, fragmentées par l'exploitation agro-forestière a déjà montré des réponses positives sur l'avifaune et sur la recolonisation par des espèces végétales indigènes. De la même manière, des arbres d'espèces natives ont été plantés en Malaisie péninsulaire dans les espaces vides entre les palmiers à huile, et ont montré un taux de survie satisfaisant. (Yamada *et al.*, 2016)

En pratique, des systèmes agroforestiers à base de palmier à huile seront mis en place selon trois modèles de parcelles expérimentales différentes en fonction du *ratio* palmier/forêt riveraine dont ils sont constitués. Les parcelles de 200 x 200 mètres seront identifiées au sein et autour des surfaces de corridors le long des rivières disponibles. Chaque type de parcelle sera présent en deux exemplaires *a minima* pour pouvoir multiplier les mesures et augmenter la robustesse statistique des résultats. (Deletain, 2020) La **figure 1** présente les trois types de parcelles envisagés.

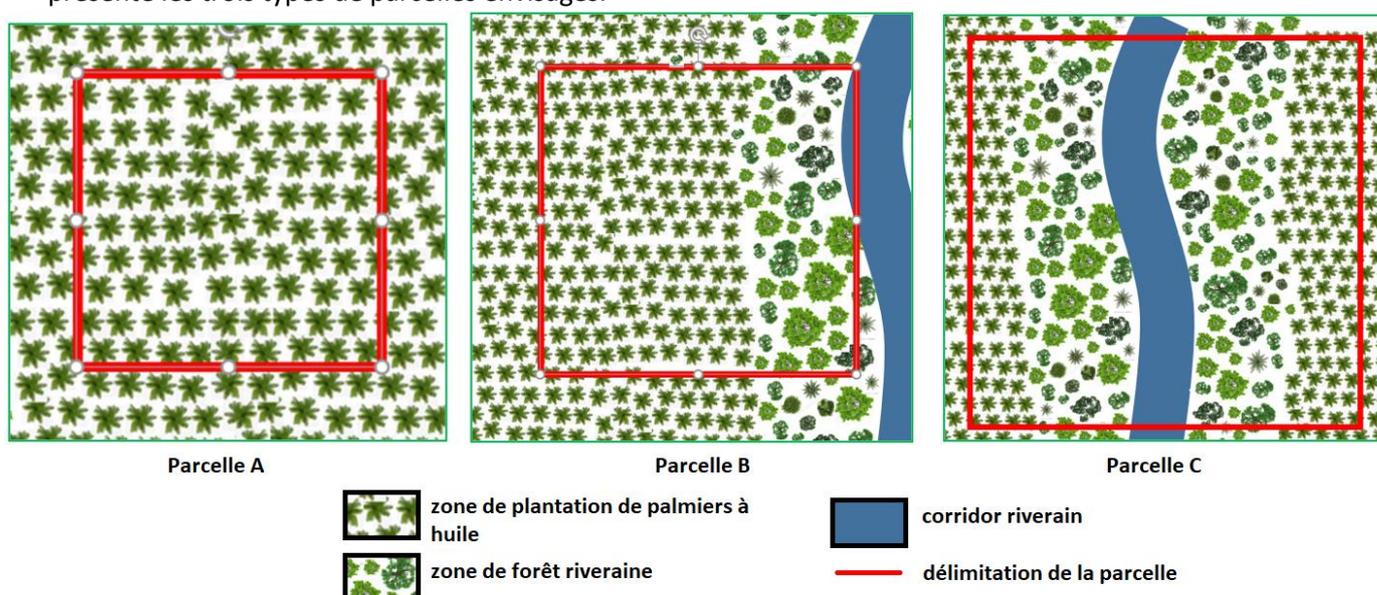


Figure 1 : les trois types de parcelles envisagées dans le projet TRAILS (Deletain, 2020)

Parcelle A : isolée dans un bloc planté 100% en palmier à huile, éloignée du corridor riverain pour en subir le minimum d'influence climatique et de la part de la faune sauvage mais présentant les mêmes précédents culturels, de sol et de climat que le couloir riverain.

Parcelle B : plantée à 75% en palmier à huile. Permet de mesurer un éventuel gradient climatique et de biodiversité entre les deux milieux.

Parcelle C : chevauchement du corridor riverain et de la plantation de palmier. Permet de mesurer l'influence du corridor sur l'abondance de la biodiversité et le microclimat entourant la palmeraie. Ligne de base des paramètres biophysiques et socio-économiques mesurés.

Le but est de fournir aux gestionnaires d'entreprises agricoles et aux scientifiques une interprétation de la réponse des différentes espèces aux changements environnementaux, afin de guider les mesures conservatives à prendre ou à modifier. (Côté, Darling and Brown, 2016; Takacs, 2019) Cette étude vise à identifier les variables environnementales régissant la composition de la biodiversité en termes d'espèces, et les changements en découlant ; il s'agit également d'informer les gestionnaires d'entreprise de la productivité comparée des parcelles mixtes *versus* les parcelles plantées 100% en palmier à huile, et enfin de déterminer si ces parcelles mixtes permettent de juguler la perte de la biodiversité dans ces zones de plantations ou *a minima* de créer des jonctions entre les fragments de forêt primaire séparés par les plantations. (Hearn *et al.*, 2018; Wearn *et al.*, 2019)

ii. Identifier les facteurs-clefs de la résilience climatique

Cet objectif passe par la mesure des paramètres décrivant la condition bioclimatique des parcelles et leur capacité à fournir des services environnementaux : capacité photosynthétique, santé des sols, qualité de l'eau, abondance des pollinisateurs, ... (Blanchart, 2013; INRA, 2017) Le projet n'étant pour l'instant financé que sur deux ans, *TRAILS* se focalisera sur la caractérisation précise des trois types de parcelles au début du projet, et sur le relevé de mesures de base observables à intervalles réguliers sur les deux premières années. Ces données pourront être comparées avec des données issues d'autres projets pilotés par le Cirad sur des parcelles non mixtes (plantées à 100% en palmier à huile). (Deletain, 2020)

iii. Analyser les impacts socio-économiques de cette transition agroécologique

Cette transition de plantations mono-spécifiques de palmier à huile vers des systèmes agroforestiers, plus complexes mais plus résilients, est susceptible de générer des coûts supplémentaires à l'exploitant. (Santika *et al.*, 2021) Ces coûts supplémentaires intègrent notamment des changements de pratiques dans un souci d'amélioration des conditions locales : pauvreté, inégalités de genre, ... (Santika *et al.*, 2019, p. 201, 2021) et/ou les changements nécessaires au passage vers une exploitation 100% « organique » (bio) avec notamment le compostage des effluents organiques d'huilerie et l'utilisation du compost comme engrais organique unique.

Dans les zones rurales d'Asie du Sud-Est, les femmes jouent un rôle considérable dans le développement économique. Pour autant, les agricultrices restent souvent exclues de la conception, des tests et de la dissémination de la technologie, ainsi que des services de vulgarisation agricole. (Romero-Paris, 2009; Akter *et al.*, 2017; Deletain, 2020; Moglia *et al.*, 2020) Le projet *TRAILS* favorisera spécifiquement la formation des femmes dans l'adoption des nouvelles pratiques agroécologiques mises en œuvre par le projet. Les équipes employées depuis 2008 par l'ONG *HUTAN* pour les activités de reforestation sont exclusivement féminines, (www.hutan.org, 2021) et le projet *TRAILS* impliquera une quarantaine de partenaires malaisiens (pépiniéristes, chercheurs, gestionnaires de plantation, ...) dont environ 70% de femmes. (Deletain, 2020)

D. Synthèse des techniques de suivi et de quantification de la biodiversité animale

a. Intérêts du monitoring

Les enquêtes de *monitoring* désignent la collecte de données spatiales et/ou temporelles concernant une espèce, une communauté ou un habitat. Les informations procurent ainsi un instantané de la situation : présence/absence, abondance, distribution spatiale. Dans les études sur l'impact environnemental (*Environmental Impact Assessment – EIA*), ces données sont utilisées pour évaluer les ressources écologiques d'un site. Aucun préjugé ne doit être porté quant aux attentes de telles enquêtes : bien que les objectifs en doivent être clairement définis, les données doivent être exploitées sans prisme et interprétées en l'état, sans être tordues pour coïncider avec les objectifs. Le *monitoring* à des fins de conservation doit être étroitement

lié à la gestion du site et doit permettre de vérifier si les objectifs de gestion et de conservation en sont atteints, et au besoin, il doit pouvoir orienter la modification de ces objectifs de manière éclairée. (Hill *et al.*, 2005)

Le *monitoring* des grandes espèces, notamment de mammifères, a souvent été décrit comme pouvant bénéficier au *monitoring* d'autres espèces et à l'évaluation d'indicateurs de biodiversité témoignant de la qualité de l'environnement. Ces grandes espèces sont souvent appelées « espèces parapluie », à cause de leur rôle indirect dans la protection d'espèces « de l'ombre ». (Turner and Foster, 2009) Le *monitoring* d'espèces plus petites, plus discrètes comme les petits mammifères terrestres, les oiseaux et les invertébrés pourrait cependant s'avérer plus efficace (tant pour le coût que pour le temps passé) dans l'établissement des indicateurs de biodiversité, en particulier dans les habitats en pleine dynamique de changement. (Barlow *et al.*, 2007; Gardner *et al.*, 2008).

b. Classification des méthodes

Cette section n'aborde que très généralement les méthodes de suivi et de quantification de la biodiversité animale ; un travail complémentaire (thèse d'exercice vétérinaire) viendra compléter largement cette partie.

i. Méthodes directes

1. *Observation*

Ces méthodes d'observation peuvent être utilisées pour *monitorer* plusieurs taxons. Plus l'espèce en question est visible (au sens large du terme : de façon visuelle, sonore, olfactive, ...), plus il sera facile de mettre en place ces méthodes.

a. *Observation directe*

Il s'agit ici d'observer directement l'animal, que ce soit en appliquant la méthode des transects, la méthode de décompte au point (ou du point radial) ou tout autre schéma prédéfini. De manière générale, cette méthode n'est pas très efficace pour le *monitoring* des petites et moyennes espèces. L'observateur peut se munir d'un appareil photographique pour capturer une image de l'animal visualisé et l'identifier plus tard. Souvent, le savoir des communautés humaines locales (guides, chasseurs) est un atout précieux pour l'identification des espèces et leur localisation. Certains leurres (odeurs naturelles ou synthétiques, proies, nourriture, ...) peuvent être utilisés pour attirer l'espèce-cible et favoriser son observation directe. (Hoffmann *et al.*, 2010)

b. *Camera-trapping*

Le *camera-trapping* est l'utilisation de pièges-caméras ou *camera-traps* : un appareil photo (ou une caméra) est placé dans le milieu étudié ; la prise de vue peut-être continue ou déclenchée (détection de mouvements, de bruits, détection physique à l'aide de balances ou de filins, ...) C'est une technique permettant de collecter un grand nombre de données, de jour comme de nuit et en l'absence de l'observateur, mais qui nécessite un traitement des images (qui peut être automatisé). Cette méthode non invasive cause *a priori* peu de dérangement dans l'écosystème ; mais certains aspects (présence de l'appareil, bruits de l'infrarouge, flash, odeur humaine) sont susceptibles de modifier le comportement des espèces ciblées, à moindre mesure comparativement aux méthodes impliquant la présence physique de l'observateur ou la manipulation des animaux. Cette méthode reste plutôt coût-efficace, une fois l'investissement matériel réalisé. Elle est plutôt utilisée sur les animaux de moyen à grand gabarit (mammifères terrestres et oiseaux). (Rovero and Zimmermann, 2016)

2. *Piégeage/capture*

Le piégeage en *monitoring* est généralement réservé aux animaux de petit gabarit, puisque plus compliqué à mettre en place, plus dangereux (pour l'animal et pour le manipulateur) et plus coûteux lorsqu'il est utilisé sur des animaux de moyen et grand gabarit. De nombreux formats de pièges et de nombreux appâts existent, mais il est généralement coûteux de se procurer plusieurs exemplaires du même piège. La capture est plus facile, et donc plus efficace (mais les données potentiellement biaisées), quand le manipulateur peut

les placer à proximité des nids, sentiers et terriers, dont l'accès peut être connu des populations autochtones. Il faut être vigilant à ne pas introduire de biais de sélection, notamment en plaçant les pièges uniquement au sol alors que l'on cherche aussi à échantillonner des espèces arboricoles. Les pièges doivent être relevés très régulièrement, afin d'éviter que l'animal capturé ne stresse et ne se blesse. (Hoffmann *et al.*, 2010) Plusieurs techniques et méthodes sont décrites dans la littérature, et chacune présente des avantages et des inconvénients dans la mesure et la quantification de la biodiversité : technique de capture-marquage-recapture, technique de capture-retrait, pièges en réseau,

ii. Méthodes indirectes

1. *Historique de chasse, de trafic et de consommation*

Les enquêtes indirectes peuvent impliquer d'étudier les historiques de chasse (y compris ceux recensant les carcasses retrouvées lors des battues) et de commerce de fourrure (Elton and Nicholson, 1942; Shier and Boyce, 2009), d'imports/exports légaux ou non (cites.org, 2019) et des marchés de viande, de viande de brousse et d'éléments de médecine traditionnelle. (Anadu, Elamah and Oates, 1988; Angelici, 1999, Hill *et al.* 2005)

2. *Identification de signes de présence*

De nombreux signes de présence peuvent être recherchés : présence de fèces, de sentiers, de restes de proies ou de repas, de nids, terriers et cachettes, de poils, mues et plumes, ... (Wemmer *et al.*, 1996) Une fois encore, l'aide de la population locale est la bienvenue pour l'identification et le repérage de tels signes, et des guides spécialisés existent pour de nombreux taxons. (Stuart and Stuart, 1999; Will-Wolf, Esseen and Neitlich, 2002; Hoffmann *et al.*, 2010) De plus, de nouvelles techniques d'identification (PCR, *gene mapping*) permettent d'identifier avec exactitude l'animal à l'origine de ce signe de présence, voire ses proies (analyse des fèces) Il est également possible de créer artificiellement des zones de récupération de ces signes, en leurrant (odeur, nourriture,...) l'animal et en installant des dispositifs de récupération de preuves (papier collant pour récupérer du poil, leurres olfactifs pour inciter au marquage, etc.). (Hill *et al.*, 2005)

3. *Bioacoustique*

Il s'agit d'un cas particulier de la section précédente. De plus en plus développée, la bioacoustique consiste en l'enregistrement (continu ou déclenché) des vocalisations et autres bruits produits par les animaux de la faune sauvage, puis à l'analyse des bandes-son ainsi obtenues. Ces enregistrements contiennent de nombreux renseignements, tant sur les espèces présentes et actives, leur abondance, leur densité, que sur le comportement et la localisation de celles-ci. Pour certaines espèces, il est désormais même possible d'obtenir l'empreinte vocale d'un individu unique et de l'isoler dans une bande-son. (Kalan *et al.*, 2016; Abrahams, 2018)

Partie II – Travail personnel

Ce travail consiste à quantifier la biodiversité peuplant les paysages de palmeraies à huile, au travers de trois types de parcelles différentes : les parcelles de type A, plantées 100% en palmier à huile et actives, les parcelles de type B, plantées *a minima* à 75% en palmier à huile mais également plantées avec des essences indigènes, et enfin les parcelles de type C, qui sont un chevauchement d'un corridor de forêt riveraine et d'une palmeraie en cours de reforestation.

A. Sites d'étude

Pour des raisons de confidentialité, il ne nous est pas possible de donner les coordonnées GPS précises des divers sites ni de fournir d'images satellites ou de plans.

a. Plantation de palmier à huile active (PA)

Cette parcelle « PA » (Plantation Active) est celle située le plus à l'Ouest de notre étude. C'est une plantation établie depuis la fin des années 1990 dans l'Etat de Sabah, et qui couvre environ 3 800 hectares de terres exploitées. Le paysage est typique des exploitations d'huile de palme : le sous-bois est très peu dense,

uniquement composé de fougères, d'herbes basses et d'arbustes, et toute la zone est disséquée par des routes d'accès facilitant les opérations de collecte et d'élagage. Sur la **figure 1**, elle correspond à la parcelle A.

b. Mélange de forêt primaire et de forêt plantée (FPP)

Ce lot est situé dans le Sanctuaire de la Faune Sauvage du bas Kinabatangan (*Lower Kinabatangan Wildlife Sanctuary – LKWS*) et fait partie d'une zone d'environ 26 000 hectares composée de forêt tropicale fragmentée, dégradée et exploitée pour l'agroforesterie. Cette zone court le long de la rivière Kinabatangan et appartient une zone protégée. (Ancrenaz *et al.*, 2014) En plus des forêts du LKWS, environ 15 000 hectares de la Réserve de Jungle Vierge (*Virgin Jungle Reserve – VJR*) et 10 000 hectares de forêts privées et étatiques contribuent au large corridor de forêt tropicale fragmentée de la plaine alluviale. (Ancrenaz *et al.*, 2004) Ce corridor est caractérisé par des températures annuelles avoisinant les 24 à 32 °C et est composé de semi-marécages, de basses-terres partiellement inondées, de forêts de diptérocarpacées et de forêts riveraines. Dans ce lot, les essences majoritaires sont des arbres de la famille des *Sapotaceae*, *Burseraceae*, *Fabaceae* et *Myrtaceae* culminant à 20 à 30 mètres de haut, complétées par des essences de sous-bois comme les *Rubiaceae*, *Lauraceae* et *Flacourtiaceae*. (Azmi, 1998) Ces nappes de forêt protégée sont entourées de terres agricoles et d'installations villageoises. (Gillespie *et al.*, 2012)

La parcelle « FPP » (**Forêt Primaire/Plantée**) mélange donc une partie de ce corridor riverain planté de forêt primaire, et en majorité (*a minima* 75%) des palmiers à huile exploités par l'exploitation partenaire du projet. Sur la **figure 1**, elle correspond à la parcelle B.

c. Zone reforestée autour d'un corridor riverain (CR)

Ce lot « CR » (**Corridor Riverain**) a été dédié par l'exploitation agricole et le Département de la Faune Sauvage de Sabah (*Sabah Wildlife Department*) à la conservation de la biodiversité. Mesurant environ 45 hectares, ce lot est situé de part et d'autre de la rivière Kinabatangan et bénéficie au moment de l'étude d'un plan de reforestation mené par une organisation non-gouvernementale à l'aide des communautés locales. Les palmiers à huile matures toujours présents sur le site ne sont plus entretenus, et des essences indigènes sont plantées à la main, en alternant les essences arborées, arbustives et de sous-bois. (Chazdon, 2013) Cette zone nouvellement plantée fournit une opportunité nouvelle pour évaluer la (re)colonisation d'espèces de vertébrés terrestres à divers stades de la reforestation. Sur la **figure 1**, elle correspond à la parcelle C.

B. Méthodes

Sur la période de Janvier à Juin 2021, 10 sites d'échantillonnage ont été mis en place sur les trois parcelles décrites ci-dessus (n = 30). Ces sites ont été sélectionnés pour assurer la représentativité des zones à différentes altitudes et distances de la lisière de la forêt vierge. Pour chaque site d'échantillonnage, 4 transects de 40 mètres de long ont été mis en place, séparés de 20 mètres chacun. Afin d'assurer le suivi de la biodiversité pour plusieurs taxons, 4 groupes de la faune sauvage ont été échantillonnés : les petits mammifères (piégeage physique), les grands mammifères, les oiseaux et les reptiles (*camera traps*), les oiseaux (décompte au point) et les anoures (grenouilles et crapauds, *visual encounter survey*) sur les 30 sites d'échantillonnage. Le *camera-trapping* et le piégeage physique ont été réalisés sur deux périodes distinctes tandis que les autres échantillonnages n'ont été réalisés que sur une seule période. L'échantillonnage par décompte au point (oiseaux) n'a pas pu être réalisé dans la parcelle « FPP » pour des raisons de contraintes horaires (notamment dues au confinement lié à la COVID-19 en Malaisie).

a. Piégeage physique

Trois pièges en grillage métallique de 27,5 x 18,0 x 9,0 cm ont été installés à 20 mètres d'intervalle le long de chaque transect de 40 m de long. Chaque piège était armé avec de la banane mûre, du poisson salé ou des noyaux de fruit de palmier pour attirer les petits mammifères. Pour chaque piège, la nourriture remplacée si manquante ou consommée, tous les 3 jours dans la matinée, selon les recommandations en vigueur. (Stuebing and Gasis, 1989) Les pièges étaient relevés tous les matins à 07h (MYT, UTC + 8) pour les éventuels piégeages nocturnes et tous les soirs à 16h (MYT, UTC +8) pour les piégeages diurnes, durant 5 jours

consécutifs. Les pièges étaient alors retirés le matin du sixième jour. Chaque animal piégé était identifié sans manipulation directe par l'utilisateur, puis relâché sans marquage.

b. Camera-trap

Nous avons utilisé des caméras équipées de détecteurs passifs de mouvements infra-rouges (Reconyx RX 890[®], Panthera V.4[®] et Panthera V.6[®]), placées au centre de chaque zone d'échantillonnage. Les caméras étaient fixées sur des troncs d'arbres ou des empilements de bûches à environ 0,3 mètre du sol. Les caméras (n = 30) ont été laissées sur place durant 6 semaines consécutives. Pour le modèle Reconyx[®], les prises de vue déclenchées étaient réglées sur le mode « Rafale », c'est-à-dire 3 photos en 1/30 de seconde. Pour les modèles Panthera[®], la sensibilité du déclencheur était réglée sur « Moyen » et les prises de vue déclenchées sur 5 photos, avec 1,0 seconde entre chaque image. La position exacte des caméras a été relevée grâce à un GPS Garmin Map 645[®] sur la carte WGS84. Seules les images permettant l'identification de l'espèce ont été retenues pour les analyses. Nous avons souffert de certains dysfonctionnements avec les caméras, aussi nous n'avons de prises de vue exploitables que pour 15 des 30 localisations.

c. Visual encounter survey (VES)

Cette enquête a été conduite le long de transects de 40 mètres pour chaque site d'échantillonnage. Chaque transect a été parcouru à pied à un rythme de marche lent, entre 18h30 (MYT, UTC +8) et 21h30 (MYT, UTC +8) la même nuit. Chaque individu (anoures) rencontré a été capturé, identifié, relevé puis relâché sur place immédiatement. L'identification des espèces s'est faite grâce à l'expérience du personnel et en se basant sur le livre d'Inger et Stuebing. (Inger and Stuebing, 2005) Les données concernant les précipitations et l'hygrométrie dans les 12 heures précédant l'échantillonnage, ainsi que durant celui-ci, ont également été relevées.

d. Décompte au point

Comme indiqué précédemment, ces enquêtes n'ont pu être menées dans la parcelle « FPP ». Elles ont été réalisées immédiatement avant le piégeage physique des petits mammifères, soit à 06h45 (MYT, UTC +8) et 15h45 (MYT, UTC +8). Un unique observateur réalisait les observations pour un site d'échantillonnage : tout oiseau vu ou entendu pendant une période de 15 minutes dans le rayon du site était relevé.

e. Covariables environnementales

Des covariables environnementales étaient relevées pour explorer leur rôle comme prédictrices de l'abondance et de la composition de la communauté faunique. La méthode du point-intersection a été utilisée pour toutes les variables environnementales, soit 12 points-intersection pour chaque site, et la présence ou l'absence a été estimée par un observateur unique. Dans un souci de standardisation des analyses pour toutes les méthodes utilisées, la proportion des points de « présence » a été divisée par le total de points-intersection (n = 12) afin d'obtenir une valeur en pourcentage. L'exploitation des données a été réalisée selon un protocole de Zuur et Ieno. (Zuur *et al.*, 2009) Une quantité non-négligeable de valeurs nulles a été obtenue pour certaines variables environnementales, ce qui pourrait influencer les suppositions permises par le modèle et conduire à des biais dans l'estimation de ces paramètres. De fait, chaque variable a été moyennée, puis catégorisée (0 : Aucune ; [1-60[: Faible, [60-100] : Elevé), ou exprimée en pourcentage, comme décrit en **tableau 2**. La distance de chaque site d'échantillonnage à la lisière de la forêt vierge a été mesurée en utilisant le logiciel QGIS. Afin d'estimer la densité de la canopée, une photographie a été prise à 1,2 mètre du sol depuis le téléphone de l'observateur pour chaque point-intersection. Les photographies ainsi obtenues ont été analysées sur le logiciel ImageJ et moyennées pour obtenir une valeur en pourcentage de couverture.

Covariables	Description	Point-intersections	Valeur moyenne
Feuilles mortes	Feuilles mortes couvrant le sol du point-intersection	12	Catégorielle
Lianes	Lianes observées à 1 mètre du point-intersection	12	Proportionnelle
Plans d'eau	Trous d'eau, mares, ou cours d'eau (et assimilés) à 1 mètre du point-intersection	12	Catégorielle
Bûches	Bûches de plus d'un mètre de long à 1 mètre du point-intersection	12	Proportionnelle
Herbes et carex	Herbes et carex de moins de 40 cm de haut couvrant le sol du point-intersection	12	Proportionnelle
Buissons et arbustes	Buissons et arbustes de plus de 40 cm de haut couvrant le sol du point-intersection	12	Proportionnelle

Tableau 2 : Liste des covariables environnementales et leur description. Chaque variable a été estimée au point-intersection, puis moyennée et exprimée de manière catégorielle (0 : Aucune ; [1-60] : Basse, [60-100] : Haute) ou proportionnelle (%). La densité de la canopée est exprimée en pourcentage de couverture (%), et la distance à la lisière de la forêt est exprimée en mètres (m).

C. Analyse des données

Des indices de la diversité (Indice de Shannon et de Indice de Simpson, rRichesse et aAbondance) ont été calculés afin de comparer les valeurs de biodiversité entre les trois parcelles. Des courbes de raréfaction ont été construites pour calculer la richesse spécifique en standardisant le nombre total d'individus échantillonnés sur chaque parcelle. (Colwell, Rahbek and Gotelli, 2004)

Les richesses spécifiques observées par les enquêtes de *camera-trapping* (grands mammifères, oiseaux et reptiles) et de *visual encounter method* (anoures) suivaient une loi de distribution normale (test de Shapiro-Wilk $P < 0,5$), permettant une analyse de la variance (ANOVA).

Les données obtenues pour les piégeages physiques (petits mammifères) et les décomptes au point (oiseaux) ne suivaient pas une loi normale, et ont donc été analysés *via* des tests non paramétriques. Un test de Kruskal-Wallis a été utilisé pour comparer la richesse spécifique de petits mammifères observés entre les trois parcelles ; un test de Wilcoxon-Mann-Whitney a été utilisé pour comparer la richesse spécifique des oiseaux observés entre les parcelles « CR » et « PA ».

Une analyse de régression a été envisagée pour modéliser la relation entre la richesse spécifique et la distance depuis la lisière de la forêt vierge (en mètres).

Une analyse de mise à l'échelle non-métrique multidimensionnelle (*non-metric multidimensional scaling analysis - NMDS*) a été utilisée pour tester et visualiser l'influence des variables environnementales sur la structure de la communauté animale. Les distances de Jaccard (Jaccard, 1900) et de Bray-Curtis (Bray and Curtis, 1957) ont été utilisées : ce sont deux indices utilisés pour mesurer le degré de similarité et de dissimilarité entre deux communautés, basés sur le nombre d'espèces communes aux deux communautés et le nombre d'espèces propres à chacune d'elles. L'indice de Jaccard utilise les données de présence/absence d'une espèce, tandis que l'indice de Bray-Curtis inclut l'abondance de l'espèce dans le calcul. (Chao *et al.*, 2005; Hao *et al.*, 2019) Une analyse procrustéenne a été utilisée dans le logiciel *R ver.4.0*. (Ebner, 2018) afin de confirmer la force de la corrélation obtenue. Une analyse des similarités a été réalisée avec l'application de 100 permutations aléatoires afin de tester les différences dans la structure de la communauté entre parcelles. Les indices de la diversité ont été déterminés grâce au package *vegan* (Oksanen *et al.*, 2019), analysés avec le package *plyr* et visualisés avec *ggplot2* (R Team, 2020). De plus, des variables environnementales

impactaient de manière significative la composition de la communauté faunique. Un modèle linéaire généralisé (*Generalised linear model – GLM*) suivant une loi de Poisson a été utilisé pour déterminer l'influence de ces variables environnementales en tant que covariables de l'abondance d'animaux selon la méthode d'échantillonnage utilisée. Ce modèle a été établi comme suit (**équation (1)**) :

Equation (1) : Nombre d'individus ~ Parcelle + Variables environnementales

La colinéarité des prédicteurs a été vérifiée avant la formulation du modèle. Certains indices permettent de vérifier la régression obtenue par le modèle. Le Pseudo-R² est un indice variant de 0 à 1 ; lorsque la régression ne sert à rien, les variables explicatives n'expliquent rien et cet indicateur vaut 0 : au contraire, lorsque la régression est parfaite, l'indice vaut 1. L'autre indice, l'*AIC* (*Aikake's Information Criterion*) ou indice d'Aikake, est un indice que nous cherchons à minimiser. Notre programme *R* part du modèle incluant toutes les variables, et enlève la moins significative au fur et à mesure tant que l'indice d'Aikake décroît. Le processus est stoppé dès que l'*AIC* stagne ou décroît. (Rakotomalala, 2017) La vérification des modèles résiduels a été menée selon les protocoles décrits par Zuur et Ieno. (Zuur and Ieno, 2016)

Nous avons enfin essayé d'examiner l'influence des variables environnementales et du nombre d'espèces sur la composition de la communauté en utilisant une *NMDS* basée sur un modèle de distribution gaussienne. L'équation du modèle a été établie comme suit (**équation (2)**) :

Equation (2) : Composition de la communauté (NMDS) ~ Nombre d'espèces + Parcelle + Variables environnementales

D. Résultats

Un total de 101 espèces a été relevé (voir **annexe 1**) toutes enquêtes confondues, ces espèces appartenant à 16 familles différentes : 30 espèces de mammifères (**annexe 1.A**), 18 d'anoures (**annexe 1.B**), 51 d'oiseaux (**annexe 1.C**), et 2 de reptiles (**annexe 1.B**). Parmi ces 101 espèces, 16 ont été identifiées comme « menacées » par l'IUCN (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996) : 8 sont classées « quasi-menacées », 5 comme « vulnérables », 2 comme « en danger » et seul l'orang-outan de Bornéo *Pongo pygmaeus morio* est considéré comme « en danger critique d'extinction ».

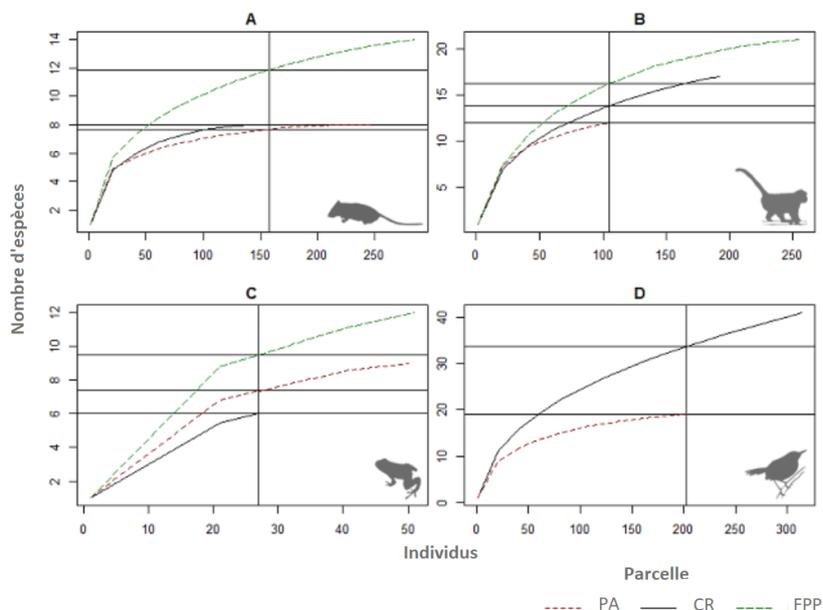


Figure 2 : Courbes de raréfaction de la richesse spécifique avec le nombre minimal d'individus (ligne verticale) d'individus échantillonnés sur chacune des trois parcelles. Les courbes colorées représentent les courbes de raréfaction de la richesse spécifique pour la parcelle « PA » (rouge pointillé), « CR » (noir) et « FPP » (vert pointillé), chacune pour (A) le piégeage physique de petits mammifères, (B) le camera-trapping de vertébrés terrestres, (C) le VES d'anoures et (D) le décompte au point d'oiseaux.

De manière générale, une meilleure diversité (H') a été relevée dans la parcelle « FPP » comparativement aux parcelles « PA » et « CR » (**figure 2, tableau 3**). Néanmoins, l'index de Simpson (D) pour une enquête sur les petits mammifères s'est avérée meilleure pour la parcelle « CR » que dans les deux autres (**tableau 3**).

Parcelle →	PA	FPP	CR
Type de zone →	Plantation de palmiers à huile active	Mélange de forêt primaire et de forêt plantée	Zone reforestée autour d'un corridor riverain
Taxon ciblé (méthode) ↓	Richesse spécifique (moyenne ± écart – type)		
Petits mammifères (piégeage physique)	4,40 ± 1,17	5,40 ± 1,71	4,10 ± 0,99
Grands mammifères, oiseaux et reptiles (<i>camera trap</i>)	3,20 ± 2,39	6,20 ± 3,71	4,90 ± 2,51
Anoures (<i>visual encounter survey</i>)	2,80 ± 1,40	3,00 ± 1,05	1,80 ± 1,58
Oiseaux (décompte au point)	8,40 ± 1,35	-	11,30 ± 2,75
Indice de Shannon (H')			
Petits mammifères (piégeage physique)	1,26	1,29	1,23
Grands mammifères, oiseaux et reptiles (<i>camera trap</i>)	0,77	1,24	1,13
Anoures (<i>visual encounter survey</i>)	0,82	0,97	0,40
Oiseaux (décompte au point)	1,90	-	2,12
Indice de Simpson (D)			
Petits mammifères (piégeage physique)	0,47	0,41	0,49
Grands mammifères, oiseaux et reptiles (<i>camera trap</i>)	0,33	0,41	0,41
Anoures (<i>visual encounter survey</i>)	0,53	0,58	0,28
Oiseaux (décompte au point)	0,36	-	0,39
Abondance (moyenne ± écart – type)			
Petits mammifères (piégeage physique)	24,40 ± 9,18	28,40 ± 11,72	17,50 ± 6,84
Grands mammifères, oiseaux et reptiles (<i>camera trap</i>)	10,50 ± 9,42	25,70 ± 24,69	19,40 ± 18,91
Anoures (<i>visual encounter survey</i>)	5,00 ± 2,67	5,20 ± 3,26	2,70 ± 2,54
Oiseaux (décompte au point)	20,70 ± 10,57	-	32,10 ± 15,38

Tableau 3 : Richesse spécifique, indices de Shannon (H') et de Simpson (D), et abondance calculés à partir de 4 méthodes d'échantillonnage sur trois parcelles : Palmeraie Active (PA), Forêt Primaire/Plantée et Corridor Riverain

Sur le total des captures de petits mammifères (**annexe 1.A**), 27,10 % ($n = 196$) étaient des rats géants de Müller (*Sundamys muelleri*), et 18,51% ($n = 134$) des toupayes géants de Malaisie (*Tupaia tana spp. kretami*). Ces deux espèces étaient présentes en abondance sur les trois parcelles. 18,37% des captures de petits mammifères étaient des rats des bois de Malaisie (*Rattus tiomanicus spp sabae*), mais ces derniers étaient bien plus présents dans les paysages de palmeraie des parcelles « CR » et « PA » ; un seul individu a été capturé dans la parcelle « FPP ». Pour les enquêtes de *camera-trapping*, 39,1% des détections ($n = 217$) concernaient le macaque à queue de cochon des Îles de la Sonde (*Macaca nemestrina*) et 21,48% ($n = 119$) le sanglier à barbe (*Sus barbatus*).

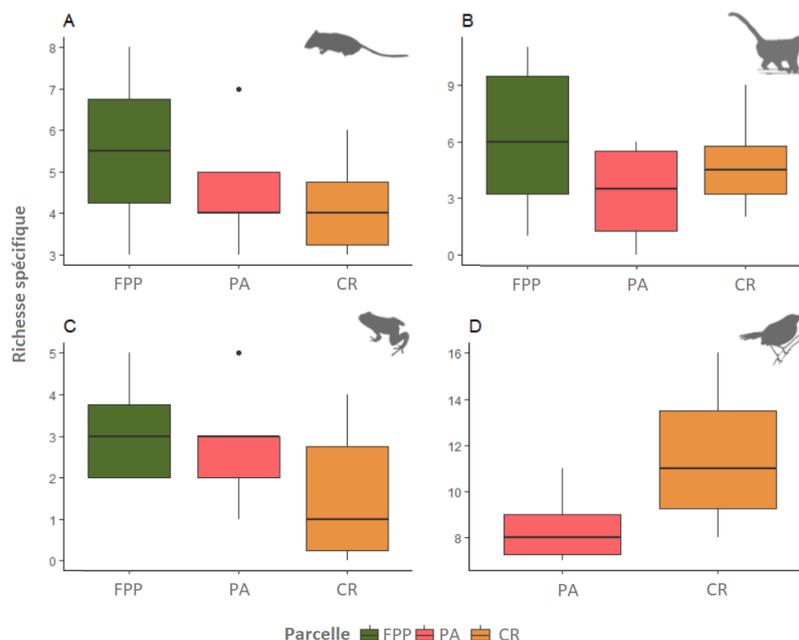


Figure 3 : boîtes-à-moustaches pour la richesse spécifique de chaque parcelle (parcelle « FPP » en vert, « PA » en rose, et « CR » en orange), déclinée pour chaque méthode d'échantillonnage : (A) le piégeage physique de petits mammifères, (B) le camera-trapping de vertébrés terrestres, (C) le VES d'anoures et (D) le décompte au point d'oiseaux. Parmi ces méthodes, seules les enquêtes sur les oiseaux par décompte au point montrent une différence significative de richesse spécifique entre les sites avec le test de Wilcoxon-Mann-Whitney.

Les comparaisons directes (figure 3) n'ont pas révélé de différence significative entre les richesses spécifiques des trois sites pour les enquêtes sur les petits mammifères (figure 3, A. Test de Kruskal-Wallis : $H = 3,686$; $df = 2$; $P = 0,16$). La différence de richesse spécifique entre parcelles n'était pas non plus significative pour l'enquête basée sur le camera-trapping (figure 3, B. ANOVA : $F = 2,27$; $P = 0,090$) et le VES ciblant les anoures (figure 3, C. ANOVA : $F = 2,27$; $P = 0,616$). Cependant, des différences significatives entre parcelles ont été notées pour l'étude de décompte au point des oiseaux (figure 3, D. $Z = 17$; $P = 0,013$) avec la parcelle « CR » plus diverse (moyenne = 11) que la parcelle « PA » (moyenne = 8).

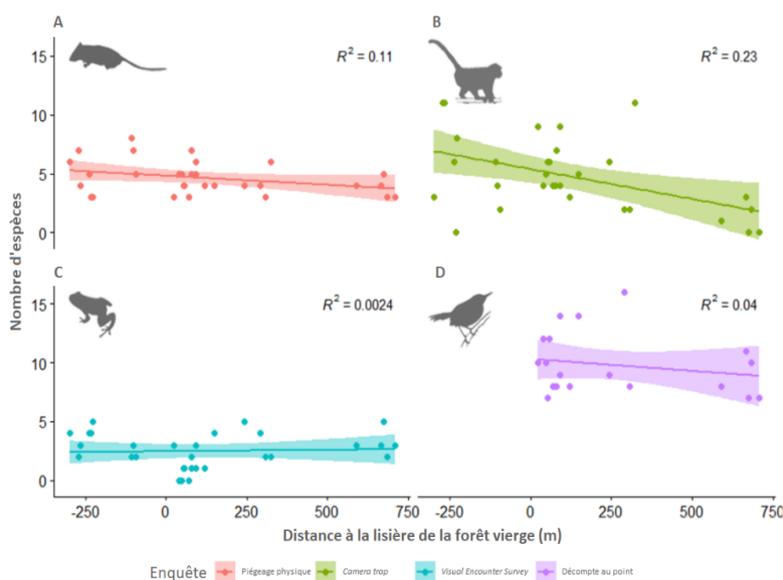


Figure 4 : Graphiques en nuage de points du nombre d'espèces relevées en fonction de la distance à la lisière de la forêt vierge (en mètres), déclinés pour chaque méthode d'échantillonnage : (A – rouge) le piégeage physique de petits mammifères, (B - vert) le camera-trapping de vertébrés terrestres, (C - bleu) le VES d'anoures et (D - violet) le décompte au point d'oiseaux.

La relation linéaire entre le nombre d'espèces relevées et la distance à la lisière de la forêt vierge a été analysée et le modèle de régression linéaire R^2 (**figure 4**) ne s'est pas avéré être un modèle satisfaisant pour les méthodes d'échantillonnage utilisées.

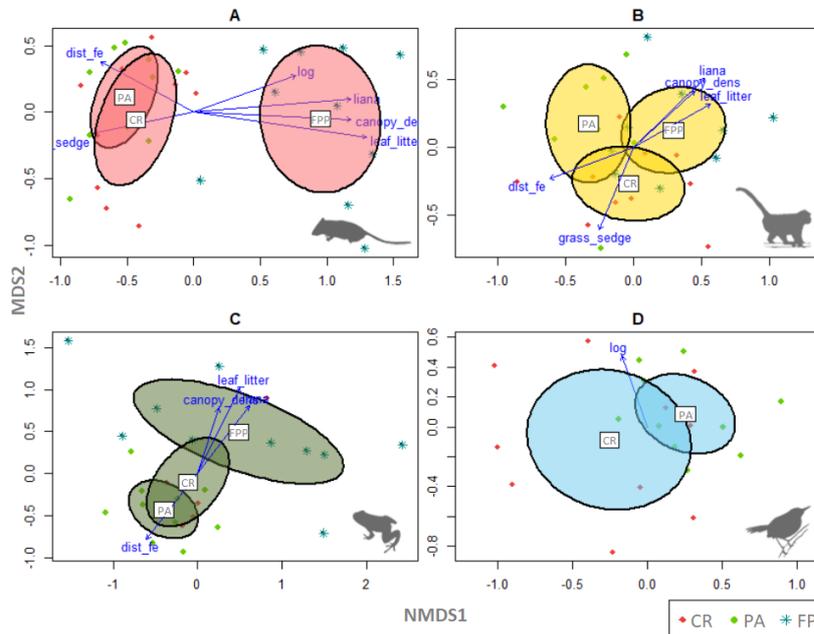


Figure 5 : Analyses de mise à l'échelle non-métrique multidimensionnelles (NMDS) à plusieurs zones basées sur les dissimilarités de Bray-Curtis avec les variables environnementales pertinentes ($P < 0,05$). Les individus échantillonnés sont **(A)** des petits mammifères par piégeage, **(B)** des vertébrés terrestres par camera-trapping, **(C)** des anoues par VES et **(D)** des oiseaux par décompte au point. Ces individus ont été placés dans la composition de la communauté en deux dimensions. La longueur des flèches bleues augmente avec le coefficient de corrélation. Pour l'étude **(B)**, la valeur de contrainte (stress value) est de 0,22, indiquant une large disparité d'invariance entre les données de chaque site.

Les distances de Jaccard et Bray-Curtis ont été évaluées et la composition des communautés fauniques s'est avérée être positivement corrélée à certaines variables. Le modèle *NMDS* est acceptable avec une faible valeur de contrainte (*stress value*) de 0,148 pour les petits mammifères (**figure 5,A**), révélant une différence significative entre les communautés des sites « PA » et « CR » sur les espèces présentes. Cette composition est influencée positivement par la distance à la lisière de la forêt vierge (en mètres) et le pourcentage de couverture du sol par les herbes et carex. La mesure de dissimilarité de Bray-Curtis (*ANOSIM* ; $R = 0,567$; $P < 0,001$) indique une différence significative entre les communautés de petits mammifères échantillonnées sur les différents sites.

Les études de *camera-trapping* (**figure 5,B**) présentent une grande disparité de variance pour la composition des communautés entre les sites, avec une valeur de contrainte de 0,220. Un écart significatif entre les communautés est calculé entre les sites (valeur de contrainte = 0,097), avec la parcelle « FPP » présentant une large dispersion de la communauté d'anoues le long de l'axe *NMDS* (**figure 5,C**). La parcelle « FPP » a une communauté de composition significativement différente comparée aux parcelles « CR » et « PA », comme le montre la différence significative calculée (*ANOSIM* ; $R = 0,310$; $P = 0,001$). La **figure 5,D** montre une différence significative entre les communautés d'oiseaux échantillonnées sur les parcelles « CR » et « PA » (*ANOSIM* ; $R = 0,20$; $P < 0,05$) avec une faible valeur de contrainte (0,199). La distribution des espèces dans la composition des communautés, pour chaque méthode d'échantillonnage, peut être consultée en **annexe 2.B-E**.

Des prédicteurs environnementaux significatifs sont également visualisés, influençant positivement le nombre d'individus capturés avec un intervalle de confiance de 95% (**annexe 2.F-M**)

A - Petits mammifères (piégeage physique)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>z-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	3,428	0,064	53,628	<0,001***
Feuilles mortes (Aucune)	-0,636	0,106	-5,936	<0,001***
Distance à la lisière de la forêt vierge (m)	0,0005	0,0001	3,195	<0,001***
AIC = 243,29		Pseudo-R ² = 0,295		
B- Grands mammifères, reptiles et oiseaux (camera-trap)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>z-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	1,479	0,763	1,937	0,053
Densité de la canopée (%)	0,026	0,008	3,423	<0,001***
Distance à la lisière de la forêt vierge (m)	-0,002	0,0003	-7,442	<0,001***
Plans d'eau (Faible)	-0,978	0,199	-4,903	<0,001***
Plans d'eau (Aucun)	-1,036	0,172	-6,025	<0,001***
Parcelle (« PA »)	0,778	0,259	3,002	0,003*
AIC = 457,81		Pseudo-R ² = 0,365		
C - Anoures (Visual Encounter Survey)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>z-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	1,059	0,220	4,815	<0,001***
Bûches (%)	0,017	0,005	3,690	<0,001***
AIC = 141,61		Pseudo R ² = 0,332		

D - Oiseaux (Décompte au point)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>z-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	2,695	0,590	4,567	<0,001***
Densité de la canopée (%)	0,016	0,007	2,168	0,030*
Plans d'eau (Faible)	-0,601	0,172	-3,489	<0,001***
Plans d'eau (Aucun)	-0,89293	0,142	-6,311	<0,001***
Parcelle (« CR »)	0,381	0,098	3,885	<0,001***
AIC = 141,61		Pseudo R ² = 0,332		

Tableau 4 : Paramètres de régression estimés, erreurs-types, z-values, P-values et AIC pour le modèle de régression de Poisson présenté dans l'équation (1) Nombre d'individus ~ Parcelle + Variables environnementales par méthode d'échantillonnage. Le modèle final regroupe tous les prédicteurs significatifs (avec une P-value < 0,05). Le nombre d'étoiles (*) représente la significativité (* < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001)

La densité de la canopée (%) est un prédicteur significatif et a un impact positif sur le nombre d'individus détectés pour les enquêtes de *camera-trapping* sur les grands vertébrés terrestres (tableau 4,B, case orange) et de décompte au point d'oiseaux (tableau 4, D, case orange). Parmi les différentes enquêtes, les enquêtes sur les anoures (tableau 4,C) et les oiseaux (tableau 4,D) sont celles présentant le plus petit AIC (indice d'Akaike – tableau 4, cases vertes). Cependant, la validation des modèles a montré, pour tous les modèles, une distribution des points très dispersée autour de la ligne de régression calculée, indiquant que les modèles sont finalement plutôt faibles. La présence de couverture de feuilles mortes a un impact significatif sur le piégeage des petits mammifères, mais seulement dans la parcelle « FPP » d'où un modèle général qui ne témoigne que de l'influence de l'absence de feuilles mortes (tableau 4, A, case bleue). Néanmoins, la validation des valeurs résiduelles, par rapport aux valeurs ajustées, a montré une dispersion des valeurs aberrantes très prononcée autour de la ligne de régression, montrant une influence faible de ce paramètre sur le modèle.

Le modèle de Poisson a également été testé avec des variables uniques, qui ont un impact significatif sur le nombre d'individus capturés sur les différents sites. Les données de ce modèle sont disponibles en **annexe 3**.

A - Petits mammifères (piégeage physique)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>t-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	-1,714	0,653	-2,626	0,015*
Densité de la canopée (%)	0,020	0,008	2,480	0,020*
Feuilles mortes (Aucune)	0,001	0,002	4,443	<0,001***
AIC = 20,816		Pseudo-R ² = 0,841		
B- Grands mammifères, reptiles et oiseaux (camera-trap)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>t-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	0,3167	0,1095	2,893	0,007**
Feuilles mortes (Aucune)	-0,379	0,155	-2,450	0,021*
AIC = 26,317		Pseudo-R ² = 0,343		
C - Anoures (Visual Encounter Survey)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>t-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	0,484	0,251	1,927	0,064
Parcelle (« PA »)	-0,888	0,355	-2,40	0,023*
AIC = 76,085		Pseudo R ² = 0,192		
D - Oiseaux (Décompte au point)				
Coefficients	Coefficient estimé (<i>Estimate</i>)	Ecart-Type (<i>Standard Error S.E.</i>)	Statistique de test (<i>t-value</i>)	Probabilité critique (<i>P-value</i>)
Ordonnée	1,545	0,288	5,365	<0,001***
Nombre d'espèces	-0,154	0,032	-4,759	<0,001***
AIC = 14,191		Pseudo R ² = 0,682		

Tableau 5 : Paramètres de régression estimés, erreurs-types, t-values, P-values et AIC pour le modèle de régression Gaussien présenté dans l'équation (2) Composition de la communauté (NMDS) ~ Nombre d'espèces + Parcelle + Variables environnementales par méthode d'échantillonnage. Le modèle final regroupe tous les prédicteurs significatifs (avec une P-value < 0,05). Le nombre d'étoiles (*) représente la significativité (* < 0,05 ; ** < 0,01 ; *** < 0,001)

Pour toutes les méthodes d'échantillonnage, seul le décompte au point pour les oiseaux montre que le nombre d'espèces relevées influence de manière significative la composition de la communauté de l'avifaune (**tableau 5,D**, case **orange**). L'absence de couverture de feuilles mortes semble avoir un impact significatif sur la composition de la communauté de petits mammifères (**tableau 5,A**, case **verte**) et de grands vertébrés terrestres (**tableau 5,B**, case **verte**).

E. Discussion

De manière générale, ces résultats suggèrent que l'abondance spécifique est réduite dans les paysages de palmeraie à huile (parcelle « PA ») comparativement aux paysages de forêts replantées. A part l'enquête de décompte au point sur les oiseaux, toutes les méthodes d'échantillonnage ont montré des résultats significativement similaires entre les trois sites. Cependant, les courbes de raréfaction de la richesse spécifique (**figure 2**) montre qu'un effort d'échantillonnage supplémentaire est nécessaire dans les parcelles « PA » et « CR » afin d'atteindre l'équilibre (asymptote), suggérant ainsi qu'il est possible d'obtenir plus d'espèces avec un nouvel échantillonnage. La diversité et l'uniformité des petits mammifères étaient significativement meilleures dans la parcelle « FPP », ce qui rejoint la tendance trouvée par Mohd-Azlan *et al.* au Sarawak pour les forêts fragmentées en contexte d'exploitation de palmeraie. (Mohd-Azlan, Kaicheen and Lok, 2019) Cependant, dans notre étude, la richesse spécifique moyenne était plus élevée dans la parcelle « PA » que

dans la parcelle « CR » (**tableau 3**). Même si ces résultats ne sont que préliminaires à d'autres enquêtes plus approfondies, la richesse spécifique des vertébrés terrestres (grands mammifères, reptiles et oiseaux), et particulièrement des mammifères, avait tendance à décroître alors que la distance à la lisière de la forêt vierge augmentait ; ces résultats sont cohérents avec des études précédentes sur des taxons similaires. (Yue *et al.*, 2015; Brodie *et al.*, 2016) Les observations faites pour les anoures se sont révélées proches à celles faites durant d'autres études récentes (Gillespie *et al.*, 2012; Konopik *et al.*, 2015; Kurz *et al.*, 2016; Scriven *et al.*, 2018) suggérant que les parcelles de type « PA » et « CR » ont la même habitabilité pour certaines populations d'anoures. Une diversité et une uniformité moindres ont été relevées dans la parcelle « RE » (**tableau 3**), probablement affectée par les activités de reforestation en cours sur le site. La richesse et l'abondance d'oiseaux est meilleure pour le site de plantation « PA » que pour le site de forêt riveraine « CR » (**tableau 3**) ; cependant, d'autres études ont montré un déclin de la diversité d'oiseaux dans les forêts riveraines contre une hausse de cette diversité à proximité des plantations de palmiers. (Edwards *et al.*, 2010; Lees *et al.*, 2015; Mohd-Azlan, Kaicheen and Lok, 2019)

Toutes les méthodes d'échantillonnage, sauf le décompte au point pour les oiseaux, ont mis en évidence que la distance à la lisière de la forêt influence la composition de la communauté (**figure 5**), et particulièrement pour les espèces forêt-dépendantes. Ces observations viennent étayer les hypothèses selon lesquelles les plantations de palmier à huile induisent d'importants et significatifs changements dans la composition taxonomique des communautés fauniques. (Edwards *et al.*, 2010; Wearn *et al.*, 2019) Les communautés de petits mammifères montrent notamment des compositions de communauté bien distinctes (**annexe 2.I**), et la distribution des espèces se justifie par leurs régimes alimentaires, leur terrestrialité et leur rayon de distribution. (Meijaard and Sheil, 2007; Wells *et al.*, 2007) La composition en espèces (**tableau 5**), différente entre la parcelle « CR » et la parcelle « PA », ne semble pas influencée par la densité de la canopée, comme certaines études l'ont déjà montré. (Yue *et al.*, 2015)

Dans l'étude employant le *camera-trapping*, le sanglier à barbe (*Sus barbatus*) et le léopard (*Prionailurus bengalensis*) ont contribué majoritairement à la dissimilarité entre la parcelle « CR » et la parcelle « PA » (*SIMPER* ; $P < 0,05$), grandement influencés par la présence d'herbes et de carex (**annexe 2.J**). Le léopard et le sanglier à barbe sont abondamment relevés dans de nombreux types d'habitat, des forêts de basses-herbes aux zones de monocultures de palmier ou de caoutchouc. (Mohamed *et al.*, 2013) Pour ces deux espèces, l'absence de super-prédateur contribuerait grandement à leur abondance. Il a été rapporté que la présence de félinidés terrestres (non arboricoles) dans les paysages de palmeraie contribuerait majoritairement comme contrôle biologique sur les nuisibles (rongeurs et autres petits mammifères), ce qui est un atout pour les exploitants. (Rajaratnam *et al.*, 2007; Mohamed *et al.*, 2013; Jennings *et al.*, 2015; Hearn *et al.*, 2018) Les sangliers à barbe sont quant à eux plutôt considérés comme des nuisibles, puisqu'ils fouillent et retournent la terre au pied des jeunes plants. Concernant les variables environnementales, certaines études ont mis en évidence une corrélation négative entre la détection des sangliers et la couverture herbeuse (comparativement avec la couverture de feuilles mortes) ; ces résultats sont contradictoires aux nôtres. Une étude sur le long-terme a cependant montré que la prévalence des sangliers était significativement plus élevée dans la forêt que dans les plantations voisines. (Davison *et al.*, 2019)

La grenouille *Chalcorana megalonesa* est l'anoure la plus relevée (32,39% ; $n = 46$) dans les parcelles « CR » et « PA » (**annexe 1.B**) ; elle est connue pour vivre dans les forêts fragmentées et pour se reproduire dans des cours d'eau et étangs temporaires. La composition des communautés d'anoures est grandement influencée par de nombreuses covariables environnementales, comme précédemment montré dans d'autres études à Bornéo (Scriven *et al.*, 2018) ou dans d'autres régions. (Gallmetzer and Schulze, 2015) Les changements de feuillage, les canopées peu denses, les changements d'hygrométrie et de courants d'air accroissent la vulnérabilité des anoures vis-à-vis de la prédation. (Gillespie *et al.*, 2012)

La composition de la communauté d'anoures dans la parcelle « FPP » se distingue avec des espèces dépendantes de la forêt et de ses paramètres environnementaux, comme le crapaud *Ingerophrynus*

divergence, les grenouilles *Microhyla borneensis* et *Microhyla perparva*, et la grenouille du Cannelier *Nyctixalus pictus* (**annexe 1.B, 2.D**), toutes classées comme « Quasi-menacées » par l'IUCN. (Baillie, Groombridge and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources, 1996) Les phytotelmes (petites cavités naturelles remplies d'eau) des arbres creux, plantes et couverture de feuilles mortes sont essentiels à la reproduction des anoures sylvestres. (Gardner *et al.*, 2007) Nous avons également trouvé des espèces semblant dépendre du paysage forestier dans la parcelle « CR » (**annexe 3**), bien que certaines n'aient été détectées qu'une seule fois, ce qui suggère un potentiel effet de « contamination » depuis les milieux adjacents. Cette contamination de la biodiversité (c.à.d. un mécanisme de dispersion des espèces au-delà de leurs limites géographiques habituelles) depuis la forêt a déjà été positivement corrélée à la création de nouvelles réserves (et non pas à la modification de réserves déjà existantes). (Brudvig *et al.*, 2009) Ce phénomène pourrait être lié à la disponibilité des plans d'eau près de la lisière de la forêt pour cette parcelle. Konopik *et al.* a montré auparavant que les palmeraies avec une forte densité de couverture au niveau de la canopée, le long des cours d'eau de la plantation, témoignaient d'une forte densité et richesse d'espèces de grenouilles (Konopik, Steffan-Dewenter and Grafe, 2015); nous avons également observé ce phénomène sur la parcelle « PA ». Cependant, la proportion de plans d'eau n'est pas ressortie comme une covariable significative pouvant influencer la composition de la communauté d'anoures dans notre modèle.

Les communautés d'oiseaux dans la parcelle « CR » ont une composition différente de celles de la parcelle « PA » (**figure 5**) ; cela peut résulter de la contiguïté de la parcelle « CR » avec la parcelle « FPP » et avec la *Virgin Jungle Reserve (VJR)*, situées à moins d'un kilomètre de distance. Il est encore trop tôt pour conclure à une réponse si prompt de la communauté d'oiseaux au niveau des sites de reforestation, comme Helms *et al.* l'a fait pour des communautés d'oiseaux vivant sur des parcelles reforestées sur la partie indonésienne de Bornéo. (Colwell *et al.*, 2016; Helms *et al.*, 2018) La réponse que nous avons observée est supposément plutôt attribuable aux efforts de reforestation encore en cours lors de l'échantillonnage, bien que cette tendance reste encourageante sur un début de *monitoring*. Le pourcentage de bûches aux différents sites semble avoir une influence significative sur la composition de la communauté d'oiseaux (**figure 5**). Les réserves riveraines sont par ailleurs connues pour abriter des communautés de fourmis au niveau du sol (Gray *et al.*, 2015) ; ces réserves procureraient diverses ressources alimentaires pour les espèces insectivores, se dispersant depuis les forêts voisines. (Koh, 2008; Mitchell *et al.*, 2018)

Des prédicteurs environnementaux significatifs (densité de la canopée, proportion de bûches) ont été modélisés ; les modèles les moins acceptables sont ceux concernant le *camera-trapping* et le décompte au point des oiseaux. La distribution de Poisson nous a montré que toute prédiction d'abondance et de richesse ainsi modélisée doit être abordée avec prudence et circonspection. L'analyse *GLM* suivant un modèle de Gausse doit également être interprétée avec précaution ; l'équation mise en place ne semble pas être le meilleur modèle pour déterminer la composition de la communauté faunique en dépit de faibles indices d'Akaike (**tableau 3**). Nous attribuons ce manque d'acceptabilité des modèles principalement au manque de répétitions de nos échantillonnages pour toutes les méthodes utilisées. La réplication des mesures devra être un objectif principal des prochaines enquêtes de *monitoring*. De plus, l'utilisation des variables environnementales comme données a été simplifiée par l'absence de variance, ce qui a probablement affecté la puissance statistique de notre modèle. Selon Sheil et Salim, une plus grande banque de données pourrait contribuer à l'obtention de modèles plus significatifs (Sheil and Salim, 2012); cela peut être obtenu en démultipliant le nombre de sites d'échantillonnage. Enfin, Colwell *et al.* a introduit UN modèle de gradient unimodal comprenant une « favorabilité » environnementale, pour prédire les tendances de la richesse spécifique selon les taxons (Colwell *et al.*, 2016); il pourra être envisagé d'utiliser ce modèle pour les futures enquêtes.

F. Conclusion

De nombreuses études ont démontré l'effet positif de la reforestation sur la biodiversité dans les zones dégradées. Cette étude a renforcé ces conclusions en montrant les valeurs de la biodiversité animale pour les

plantations reforestées avec des essences autochtones. Les données mettent en avant la présence de nombreux taxons de la faune sauvage, et la relation de la composition de la communauté faunique avec un gradient environnemental, dans la continuité des précédentes études. Nos résultats préliminaires indiquent que la parcelle « CR » abrite plus de faune sauvage (en termes de densité, abondance et richesse) que la parcelle « PA », et que de nombreuses espèces forêt-dépendantes ont commencé à coloniser la parcelle du corridor riverain « CR » 4 mois après le début des efforts de reforestation. Dans cette étude pilote, nous n'avons pas explicitement vérifié la probabilité de détection des espèces, qui pourra être utilisée comme un indicateur essentiel des groupes taxonomiques pour favoriser la protection des zones de biodiversité adjacentes aux palmeraies. Ainsi, cette étude ouvre la voie à des études complémentaires ciblées sur des espèces sensibles (*RTE species* : *Rare, Threatened, Endangered*) et adaptées au suivi de la biodiversité dans son ensemble. (Gardner *et al.*, 2008; Vijay *et al.*, 2016)

Le RSPO (*Roundtable Sustainable Palm Oil*) est un *corpus* d'acteurs promouvant le développement et l'exploitation durable de l'huile de palme et de ses produits, désormais contrôlés à l'échelle mondiale. Ce *corpus* a identifié certains états et zones comme étant dégradées à cause de l'industrie de l'huile de palme et abritant des espèces *RTE*, et les a classées « *High Conservation Values* » (*HCVs*), c'est-à-dire des zones à protéger et à promouvoir. (RSPO, 2018) Ces *HCVs* sont généralement destinées à être retirées du circuit de production afin d'être replantées et réévaluées ; cependant, cela implique le plus généralement des pertes nettes pour les compagnies agricoles et les populations locales, peu enclines à supporter financièrement la restauration et la reforestation de ces zones. Cependant, une étude récente en Malaisie Péninsulaire a démontré que la plantation d'arbres autochtones au milieu des palmeraies était faisable et pouvait conduire à la survie et à la croissance de ces arbres en une dizaine d'années. (Yamada *et al.*, 2016) Ces nouveaux témoignages encouragent les compagnies agricoles à considérer les bénéfices de la connexion de deux réserves naturelles, qui permet entre autres la dispersion des espèces de la faune et de la flore. Notre base de données encourage la reforestation des zones périphériques aux *HCVs*, et permet d'envisager l'obtention de la certification « *Sustainable Oil Palm* » sans passer par un abandon total de l'exploitation des terres agricoles au profit de la reforestation.

Cette étude met en avant l'apport du *monitoring* de la biodiversité animale en continu, afin de documenter les dynamiques de recolonisation et les tendances successives des communautés animales dans ces corridors riverains nouvellement créés. Ce *monitoring*, visant à mesurer l'influence des mesures conservatoires, vient appuyer les démarches d'obtention des certifications commerciales pour l'huile de palme. Il est recommandé d'explorer le rapport coût-efficacité des techniques d'échantillonnage et leur complémentarité afin de promouvoir des mesures utiles et efficaces pour la conservation de l'intégrité écosystémique, et valider ces objectifs sur le long-terme. (Gardner *et al.*, 2008)

G. Bibliographie

Abrahams, C. (2018) 'Bird bioacoustic surveys - developing a standard protocol', *inpractice*, 102.

Akter, S. *et al.* (2017) 'Women's empowerment and gender equity in agriculture: A different perspective from Southeast Asia', *Food Policy*, 69, pp. 270–279. doi: 10.1016/j.foodpol.2017.05.003.

Anadu, P. A., Elamah, P. O. and Oates, J. F. (1988) 'The Bushmeat Trade in Southwestern Nigeria: A Case Study', *Human Ecology*, 16(2), pp. 199–208.

Ancrenaz, M. *et al.* (2004) 'Determination of ape distribution and population size using ground and aerial surveys: a case study with orang-utans in lower Kinabatangan, Sabah, Malaysia', *Animal Conservation forum*, 7(4), pp. 375–385. doi: 10.1017/S136794300400157X.

Ancrenaz, M. *et al.* (2014) 'Of Pongo, palms and perceptions: A multidisciplinary assessment of Bornean orang-utans *Pongo pygmaeus* in an oil palm context', *Oryx*. doi: 10.1017/S0030605313001270.

- Angelici, F. M. (1999) 'Distribution and habitat of selected carnivores (Herpestidae, Mustelidae, Viverridae) in the rainforests of southeastern Nigeria', *Zeitschrift für Säugetierkunde : im Auftrage der Deutschen Gesellschaft für Säugetierkunde e.V.*, 64, pp. 116–120.
- Azmi, R. (1998) *Natural Vegetation of the Kinabatangan Floodplain*. WWF Malaysia.
- Baillie, J., Groombridge, B. and International Union for Conservation of Nature and Natural Resources (eds) (1996) *1996 IUCN red list of threatened animals*. Gland: IUCN.
- Balmford, A., Green, R. E. and Jenkins, M. (2003) 'Measuring the changing state of nature', *Trends in Ecology & Evolution*, 18(7), pp. 326–330. doi: 10.1016/S0169-5347(03)00067-3.
- Barcelos, E. *et al.* (2015) 'Oil palm natural diversity and the potential for yield improvement', *Frontiers in Plant Science*, 6. doi: 10.3389/fpls.2015.00190.
- Barlow, J. *et al.* (2016) 'Anthropogenic disturbance in tropical forests can double biodiversity loss from deforestation', *Nature*, 535(7610), pp. 144–147. doi: 10.1038/nature18326.
- Bengtsson, J. *et al.* (2003) 'Reserves, Resilience and Dynamic Landscapes', *Ambio*, 32, pp. 389–96. doi: 10.1639/0044-7447(2003)032[0389:RRADL]2.0.CO;2.
- Bertzky, B. *et al.* (2013) *Terrestrial Biodiversity and the World Heritage List : Identifying broad gaps and potential candidate sites for inclusion in the natural World Heritage network*. IUCN, Gland, Switzerland & UNEP-WCMC, Cambridge, UK.
- Blanchart, E. (2013) *Les services écosystémiques, Université Virtuelle Environnement et Développement Durable*. Available at: <https://www.supagro.fr/ress-pepites/Opale/ServicesEco/co/ServicesEcosystemique.html> (Accessed: 27 May 2021).
- Boddicker, M., Rodriguez, J. J. and Amanzo, J. (2002) 'Indices for assessment and monitoring of large Mammals within an adaptative management framework', *Environmental Monitoring and Assessment*, 76, pp. 105–123.
- Bonan, G. B. (2008) 'Forests and Climate Change: Forcings, Feedbacks, and the Climate Benefits of Forests', *Science*, 320(5882), pp. 1444–1449. doi: 10.1126/science.1155121.
- Bornean Biodiversity and Ecosystem Conservation (2009) 'BBEC 2009 Programme Completion Report on Phase I Bornean Biodiversity and Ecosystem Conservation Programme in Sabah Malaysia', p. 6.
- Bray, J. R. and Curtis, J. T. (1957) 'An Ordination of the Upland Forest Communities of Southern Wisconsin', *Ecological Monographs*, 27(4), pp. 325–349. doi: <https://doi.org/10.2307/1942268>.
- Brudvig, L. *et al.* (2009) 'Landscape Connectivity Promotes Plant Biodiversity Spillover into Non-Target Habitats', *Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America*, 106, pp. 9328–32. doi: 10.1073/pnas.0809658106.
- Brühl, C. A. and Eltz, T. (2010) 'Fuelling the biodiversity crisis: species loss of ground-dwelling forest ants in oil palm plantations in Sabah, Malaysia (Borneo)', *Biodiversity and Conservation*, 19(2), pp. 519–529. doi: 10.1007/s10531-009-9596-4.
- Burns, E. *et al.* (2014) 'Biodiversity and Environmental Change', p. 624.
- Caughley, G. (1977) *Analysis of Vertebrate Populations*. Wiley, New-York.

- Chao, A. *et al.* (2005) 'A new statistical approach for assessing similarity of species composition with incidence and abundance data', *Ecology Letters*, 8(2), pp. 148–159. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2004.00707.x>.
- Chazdon, R. L. (2013) 'Making Tropical Succession and Landscape Reforestation Successful', *Journal of Sustainable Forestry*, 32(7), pp. 649–658. doi: 10.1080/10549811.2013.817340.
- cites.org (2019) *Trafic des espèces sauvages : une opération mondiale de lutte contre la fraude menée par INTERPOL et l'OMD inflige un gros revers à la criminalité organisée, CITES*. Available at: <https://cites.org/fra/node/53780> (Accessed: 30 May 2021).
- Clarke, K. and Warwick, R. (2001) 'A further biodiversity index applicable to species lists: variation in taxonomic distinctness. Mar Ecol-Progress Series 216: 265-278', *Marine Ecology-Progress Series*, 216, pp. 265–278. doi: 10.3354/meps216265.
- Colwell, R. K. *et al.* (2016) 'Midpoint attractors and species richness: Modelling the interaction between environmental drivers and geometric constraints', *Ecology Letters*, 19(9), pp. 1009–1022. doi: <https://doi.org/10.1111/ele.12640>.
- Colwell, R. K., Rahbek, C. and Gotelli, N. J. (2004) 'The Mid-Domain Effect and Species Richness Patterns: What Have We Learned So Far?', *The American Naturalist*, 163(3), pp. E1–E23. doi: 10.1086/382056.
- Côté, I. M., Darling, E. S. and Brown, C. J. (2016) 'Interactions among ecosystem stressors and their importance in conservation', *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*, 283(1824), p. 20152592. doi: 10.1098/rspb.2015.2592.
- Davison, C. W. *et al.* (2019) 'Shifts in the demographics and behavior of bearded pigs (*Sus barbatus*) across a land-use gradient', *Biotropica*, 51(6), pp. 938–948. doi: 10.1111/btp.12724.
- Deletain, P. (2020) *Rapport de présentation FPSI - Poste TRAILS*.
- Departement of Statistics, Malaysia (ed.) (2020) 'Selected Agricultural Indicators, Malaysia, 2020', p. 4.
- Devictor, V. *et al.* (2010) 'Spatial mismatch and congruence between taxonomic, phylogenetic and functional diversity: the need for integrative conservation strategies in a changing world', *Ecology Letters*, 13(8), pp. 1030–1040. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2010.01493.x>.
- Devillers, P., Fau, N. and Lombard, D. (2021) 'MALAISIE'. Encyclopædia Universalis. Available at: <http://sid-proxy.agro-bordeaux.fr:2067/encyclopedie/malaisie/> (Accessed: 11 May 2021).
- Dislich, C. *et al.* (2017) 'A review of the ecosystem functions in oil palm plantations, using forests as a reference system', *Biological Reviews*, 92(3), pp. 1539–1569. doi: <https://doi.org/10.1111/brv.12295>.
- Ebner, J. N. (2018) 'Non-metric multidimensional scaling (NMDS): What? How?', *Archetypal Ecology*, 18 February. Available at: <https://archetypalecology.wordpress.com/2018/02/18/non-metric-multidimensional-scaling-nm-ds-what-how/> (Accessed: 30 May 2021).
- Edwards, D. P. *et al.* (2010) 'Wildlife-friendly oil palm plantations fail to protect biodiversity effectively', *Conservation Letters*, 3(4), pp. 236–242. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1755-263X.2010.00107.x>.
- Edwards, D. P. *et al.* (2014) 'Selective-logging and oil palm: multitaxon impacts, biodiversity indicators, and trade-offs for conservation planning', *Ecological Applications*, 24(8), pp. 2029–2049. doi: 10.1890/14-0010.1.

- efeca (2015) *Comparison of the ISPO, MSPO and RSPO Standards*. Economics Climate Environment - efeca.
- Elton, C. and Nicholson, M. (1942) 'The Ten-Year Cycle in Numbers of the Lynx in Canada', *Journal of Animal Ecology*, 11(2), pp. 215–244. doi: 10.2307/1358.
- Gallmetzer, N. and Schulze, C. H. (2015) 'Impact of oil palm agriculture on understory amphibians and reptiles: A Mesoamerican perspective', *Global Ecology and Conservation*, 4, pp. 95–109. doi: 10.1016/j.gecco.2015.05.008.
- Gardner, T. *et al.* (2007) 'The Value of Primary, Secondary, and Plantation Forests for a Neotropical Herpetofauna', *Conservation biology : the journal of the Society for Conservation Biology*, 21, pp. 775–87. doi: 10.1111/j.1523-1739.2007.00659.x.
- Gardner, T. *et al.* (2008) 'The cost-effectiveness of biodiversity surveys in tropical forests', *Ecology letters*, 11, pp. 139–50. doi: 10.1111/j.1461-0248.2007.01133.x.
- Gillespie, G. R. *et al.* (2012) 'Conservation of amphibians in Borneo: Relative value of secondary tropical forest and non-forest habitats', *Biological Conservation*, 152, pp. 136–144. doi: 10.1016/j.biocon.2012.03.023.
- Gleich, M. *et al.* (2002) 'Life Counts: Cataloguing Life on Earth', *undefined*. Available at: /paper/Life-Counts%3A-Cataloguing-Life-on-Earth-Gleich-Maxeiner/aada6cd1132407f37982e08308da393833846ac5 (Accessed: 26 May 2021).
- GLOBinMED (2018) *Biodiversity of Fauna in Malaysia, GLOBinMED - Global Information Hub on Integrated Medicine*. Available at: https://www.globinmed.com/index.php?option=com_content&view=article&id=104745:article-3-biodiversity-of-fauna-in-malaysia&catid=268&Itemid=319 (Accessed: 17 April 2021).
- Gray, C. L. *et al.* (2015) 'Riparian reserves within oil palm plantations conserve logged forest leaf litter ant communities and maintain associated scavenging rates', *The Journal of Applied Ecology*, 52(1), pp. 31–40. doi: 10.1111/1365-2664.12371.
- Groombridge, B. (1992) *Global biodiversity : status of the earth's living resources : a report*. Available at: <https://portals.iucn.org/library/node/5997> (Accessed: 26 May 2021).
- Hao, M. *et al.* (2019) 'Assessing biological dissimilarities between five forest communities', *Forest Ecosystems*, 6(1), p. 30. doi: 10.1186/s40663-019-0188-9.
- Hearn, A. J. *et al.* (2018) 'Evaluating scenarios of landscape change for Sunda clouded leopard connectivity in a human dominated landscape', *Biological Conservation*, 222, pp. 232–240. doi: 10.1016/j.biocon.2018.04.016.
- Helms, J. A. *et al.* (2018) 'Rapid Response of Bird Communities to Small-Scale Reforestation in Indonesian Borneo', *Tropical Conservation Science*, 11, p. 1940082918769460. doi: 10.1177/1940082918769460.
- Hill, D. *et al.* (2005) 'Handbook of Biodiversity Methods: Survey, Evaluation and Monitoring', p. 589.
- Hoffmann, A. *et al.* (2010) 'Field Methods and Techniques for Monitoring Mammals', in Vandenspiegel, D., Samyn, Y., and Häuser and Degreef, J. (eds) *Manual on field recording techniques and protocols for all Taxa biodiversity inventories and monitoring*. Idots recording techniques, pp. 482–529.

- Inger, R. F. and Stuebing, R. B. (2005) *A field guide to the Frogs of Borneo*. 2nd edn. Natural History Publications (Borneo).
- INRA (2017) *Les services écosystémiques rendus par les écosystèmes agricoles*. Institut National de la Recherche Agronomique. Available at: <https://www.inrae.fr/sites/default/files/pdf/efese-services-ecosystemiques-rendus-par-les-ecosystemes-agricoles-resume-francais-3.pdf> (Accessed: 27 May 2021).
- IUCN (2021) *IUCN Definitions*. Available at: https://www.iucn.org/downloads/en_iucn__glossary_definitions.pdf (Accessed: 30 May 2021).
- Jaccard, P. (1900) 'Contribution au problème de l'immigration post-glaciaire de la flore alpine : étude comparative de la flore alpine du massif de Wildhorn, du haut bassin du Trient et de la haute vallée de Bagnes'. doi: 10.5169/SEALS-266069.
- Jayasilan, M.-A. (2019) 'THE DIVERSITY OF UNDERSTOREY BIRDS IN FOREST FRAGMENTS AND OIL PALM PLANTATION, SARAWAK, BORNEO', *Journal of Oil Palm Research*. doi: 10.21894/jopr.2019.0033.
- Jennings, A. P. *et al.* (2015) 'Diversity and occupancy of small carnivores within oil palm plantations in central Sumatra, Indonesia', *Mammal Research*, 60(2), pp. 181–188. doi: 10.1007/s13364-015-0217-1.
- Juergens, N. (2006) 'Monitoring of Biodiversity', *STRUCTURE AND FUNCTION*, p. 6.
- Kalan, A. K. *et al.* (2016) 'Passive acoustic monitoring reveals group ranging and territory use: a case study of wild chimpanzees (*Pan troglodytes*)', *Frontiers in Zoology*, 13(1), p. 34. doi: 10.1186/s12983-016-0167-8.
- Kemppinen, K. M. S. *et al.* (2020) 'Global reforestation and biodiversity conservation', *Conservation Biology*, 34(5), pp. 1221–1228. doi: 10.1111/cobi.13478.
- Koh, L. P. (2008) 'Birds Defend Oil Palms from Herbivorous Insects', *Ecological Applications*, 18(4), pp. 821–825. doi: <https://doi.org/10.1890/07-1650.1>.
- Konopik, O., Steffan-Dewenter, I. and Grafe, T. U. (2015) 'Effects of Logging and Oil Palm Expansion on Stream Frog Communities on Borneo, Southeast Asia', *Biotropica*, 47(5), pp. 636–643. doi: <https://doi.org/10.1111/btp.12248>.
- Kumaran, S. (2021) 'MOVING FORWARD WITH MANDATORY MSPO CERTIFICATION STANDARDS', *Oil Palm Industry Economic Journal*, 21(1), pp. 1–12. doi: 10.21894/opiej.2021.01.
- Kuok Ho, D. T. and Qahtani, H. (2020) 'Sustainability of oil palm plantations in Malaysia', *Environment, Development and Sustainability*, 22. doi: 10.1007/s10668-019-00458-6.
- Lawton, J. and Gaston, K. (2001) 'Indicator species', in Levin, S. (ed.) *Encyclopedia of Biodiversité*. 2nd edn. Academic Press, pp. 2604–2614.
- Lees, A. C. *et al.* (2015) 'Poor Prospects for Avian Biodiversity in Amazonian Oil Palm', *PLOS ONE*, 10(5), p. e0122432. doi: 10.1371/journal.pone.0122432.
- Letchumanan, R. (2002) 'Malaysia', in Carew-Reid, J., *Biodiversity Planning in Asia*. IUCN.
- Malhi, Y. *et al.* (2014) 'Tropical Forests in the Anthropocene', *Annual Review of Environment and Resources*, 39(1), pp. 125–159. doi: 10.1146/annurev-environ-030713-155141.
- Marcon, E. (2015) 'Mesures de la Biodiversité', p. 284.

- McIntosh, R. P. (1967) 'An Index of Diversity and the Relation of Certain Concepts to Diversity', *Ecology*, 48(3), pp. 392–404. doi: 10.2307/1932674.
- Meijaard, E. and Sheil, D. (2007) 'The persistence and conservation of Borneo's mammals in lowland rain forests managed for timber: observations, overviews and opportunities', *Ecological Research*, 23(1), p. 21. doi: 10.1007/s11284-007-0342-7.
- Meine, C., Soulé, M. and Noss, R. E. (2006) "'A mission-driven discipline": the growth of conservation biology', *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 20(3), pp. 631–651. doi: 10.1111/j.1523-1739.2006.00449.x.
- Miettinen, J., Shi, C. and Liew, S. C. (2011) 'Deforestation rates in insular Southeast Asia between 2000 and 2010: deforestation in insular Southeast Asia 2000–2010', *Global Change Biology*, 17(7), pp. 2261–2270. doi: 10.1111/j.1365-2486.2011.02398.x.
- Ministry of Plantation Industries and Commodities Malaysia (2008) *National Timber Industry Policy 2009-2020*. 1st ed. Kuala Lumpur, Malaysia: Malaysian Handicraft Development Corp.
- Ministry of Science, Technology and the Environment (1998) *First National Report to the Conference of the Parties of the Convention on Biological Diversity - Malaysia*.
- Mitchell, B. *et al.* (2018) *Guidelines for privately protected areas*. 1st edn. Edited by C. Groves. IUCN, International Union for Conservation of Nature. doi: 10.2305/IUCN.CH.2018.PAG.29.en.
- Moglia, M. *et al.* (2020) 'Gendered Roles in Agrarian Transition: A Study of Lowland Rice Farming in Lao PDR', *Sustainability*, 12(13), p. 5403. doi: 10.3390/su12135403.
- Mohamed, A. *et al.* (2013) 'Density and habitat use of the leopard cat (*Prionailurus bengalensis*) in three commercial forest reserves in Sabah, Malaysian Borneo', *Journal of Mammalogy*, 94(1), pp. 82–89. doi: 10.1644/11-MAMM-A-394.1.
- Mohd-Azlan, J., Kaicheen, S. and Lok, L. (2019) 'THE ROLE OF FOREST FRAGMENTS IN SMALL MAMMAL CONSERVATION IN AN OIL PALM PLANTATION IN NORTHERN SARAWAK, BORNEO', *Journal of Oil Palm Research*. doi: 10.21894/jopr.2019.0034.
- Oksanen, J. *et al.* (2019) *Package 'vegan' : Community Ecology Package*. Comprehensive R Archive Network (CRAN). Available at: <https://CRAN.R-project.org/package=vegan> (Accessed: 30 May 2021).
- Othman, N. *et al.* (2019) 'Shift of paradigm needed towards improving human–elephant coexistence in monoculture landscapes in Sabah', *International Zoo Yearbook*, 53. doi: 10.1111/izy.12226.
- Président Idris, S. M. M. (2018) 'Letter to the Editor : SAM welcomes National Forestry review'.
- Prime Minister's Department, Malaysia (2015) *Eleventh Malaysia plan, 2016-2020: anchoring growth on people*. Edited by Percetakan Nasional Malaysia Berhad. Putrajaya, Malaysia: Economic Planning Unit, Prime Minister's Department.
- R Team (2020) *R : A language and environment for statistical computing*, R Foundation for Statistical Computing. Available at: <https://www.eea.europa.eu/data-and-maps/indicators/oxygen-consuming-substances-in-rivers/r-development-core-team-2006> (Accessed: 30 May 2021).

- Rajaratnam, R. *et al.* (2007) 'Diet and habitat selection of the leopard cat (*Prionailurus bengalensis borneoensis*) in an agricultural landscape in Sabah, Malaysian Borneo', *Journal of Tropical Ecology*, 23(2), pp. 209–217. doi: 10.1017/S0266467406003841.
- Rakotomalala, R. (2017) 'Pratique de la Régression Logistique', p. 274.
- Romero-Paris, T. (2009) *Women's roles and needs in changing rural Asia with emphasis on rice-based agriculture*. Los Baños, Laguna, Philippines: International Rice Research Institute (IRRI).
- Rovero, F. and Zimmermann, F. (2016) 'Camera Trapping for Wildlife Research'. Pelagic Publishing.
- Sanath, K. and Mohd, H. S. (2019) 'Malaysian Sustainable Palm Oil Certification Standards', *The Planter, Kuala Lumpur*, 95(1117), pp. 239–249.
- Santika, T. *et al.* (2019) 'Changing landscapes, livelihoods and village welfare in the context of oil palm development | Elsevier Enhanced Reader', p. 13.
- Santika, T. *et al.* (2021) 'Impact of palm oil sustainability certification on village well-being and poverty in Indonesia', *Nature Sustainability*, 4(2), pp. 109–119. doi: 10.1038/s41893-020-00630-1.
- Schleicher, T. *et al.* (2019) 'Production of Palm Oil in Indonesia', p. 64.
- Scriven, S. A. *et al.* (2018) 'Edge effects of oil palm plantations on tropical anuran communities in Borneo', *Biological Conservation*, 220, pp. 37–49. doi: 10.1016/j.biocon.2018.02.006.
- Seber, G. A. F. (1982) *The Estimation of Animal Abundance and Related Parameters*. 2nd edn. New-York: MacMillan.
- Senawi, R. (2019) 'TRANSFORMATION OF OIL PALM INDEPENDENT SMALLHOLDERS THROUGH MALAYSIAN SUSTAINABLE PALM OIL', *Journal of Oil Palm Research*. doi: 10.21894/jopr.2019.0038.
- Shannon, C. E. (1948) 'A Mathematical Theory of Communication', *The Bell System Technical Journal*, 27, pp. 379-423;623-656.
- Sheil, D. and Salim, A. (2012) 'Diversity of locally useful tropical forest wild-plants as a function of species richness and informant culture', *Biodiversity and Conservation*, 21. doi: 10.1007/s10531-011-0208-8.
- Shier, C. J. and Boyce, M. S. (2009) 'Mink Prey Diversity Correlates with Mink-Muskrat Dynamics', *Journal of Mammalogy*, 90(4), pp. 897–905. doi: 10.1644/07-MAMM-A-410.1.
- Simpson, E. H. (1949) 'Measurement of Diversity', *Nature*, 163(4148), pp. 688–688. doi: 10.1038/163688a0.
- Sinclair, A. R. E., Fryxell, J. M. and Caughley, G. (2009) *Wildlife ecology, conservation, and management*. 2. ed., 5. [Nachdr.]. Malden, Mass.: Blackwell Publ.
- Stibig, H.-J. *et al.* (2013) 'Change in tropical forest cover of Southeast Asia from 1990 to 2010', *Biogeosciences Discussions*, 10. doi: 10.5194/bgd-10-12625-2013.
- Stuart, C. and Stuart, T. (1999) *A Field Guide to the Tracks and Signs of Southern and East African Wildlife*. Southern.
- Stuebing, R. B. and Gasis, J. (1989) 'A survey of small mammals within a Sabah tree plantation in Malaysia', *Journal of Tropical Ecology*, 5(2), pp. 203–214. doi: 10.1017/S0266467400003485.

- Takacs, D. (2019) 'Whose voices count in biodiversity conservation? Ecological democracy in biodiversity offsetting, REDD+, and rewilding', *Journal of Environmental Policy & Planning*, 22, pp. 1–16. doi: 10.1080/1523908X.2019.1661234.
- Thomas, S. C. and Baltzer, J. (2002) *Tropical Forests*. John Willey&Sons. (Encyclopedia of Life Sciences).
- Turner, E. C. and Foster, W. A. (2009) 'The impact of forest conversion to oil palm on arthropod abundance and biomass in Sabah, Malaysia', *Journal of Tropical Ecology*, 25(1), pp. 23–30. doi: 10.1017/S0266467408005658.
- Vijay, V. *et al.* (2016) 'The Impacts of Oil Palm on Recent Deforestation and Biodiversity Loss', *PLOS ONE*. Edited by M. Anand, 11(7), p. e0159668. doi: 10.1371/journal.pone.0159668.
- Wearn, O. R. *et al.* (2019) 'Land-use change alters the mechanisms assembling rainforest mammal communities in Borneo', *Journal of Animal Ecology*, 88(1), pp. 125–137. doi: <https://doi.org/10.1111/1365-2656.12903>.
- Wells, K. *et al.* (2007) 'Effects of rain forest logging on species richness and assemblage composition of small mammals in Southeast Asia', *Journal of Biogeography*, 34(6), pp. 1087–1099. doi: <https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2006.01677.x>.
- Wemmer, C. *et al.* (1996) 'Mammalian Signs', in Wilson, D. E. *et al.* (eds) *Measuring and Monitoring Biological Diversity: Standard Methods for Mammals*. D. E. Wilson, F. R. Cole, J. D. Nichols, R. Rudran and M. S. Foster. Washington, D.C.: Smithsonian Institution Press, pp. 157–176.
- Will-Wolf, S., Esseen, P.-A. and Neitlich, P. (2002) 'Monitoring Biodiversity And Ecosystem Function: Forests', in Nimis, P. L., Scheidegger, C., and Wolseley, P. A. (eds) *Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens*. Dordrecht: Springer Netherlands, pp. 203–222. doi: 10.1007/978-94-010-0423-7_14.
- Wilson, E. O. *et al.* (1988) *Biodiversity*. Available at: <https://doi.org/10.17226/989> (Accessed: 29 May 2021).
- www.cirad.fr (2021) *Le Cirad en bref | Cirad*. Available at: <https://www.cirad.fr/nous-connaitre/le-cirad-en-bref> (Accessed: 9 May 2021).
- www.hutan.org (2020) *About Us, HUTAN*. Available at: <https://www.hutan.org.my/about-us/> (Accessed: 9 May 2021).
- www.hutan.org (2021) *Reforestation, HUTAN*. Available at: <https://www.hutan.org.my/our-work/reforestation/> (Accessed: 27 May 2021).
- Wyn, L. T. (2013) 'Malaysia: Illegalities in Forest Clearance for Large-scale Commercial Plantations', p. 42.
- Yamada, T. *et al.* (2016) 'Growth and survival of trees planted in an oil palm plantation: Implications for restoration of biodiversity', 28, pp. 97–105.
- Yamanoshita, M. Y. and Amano, M. (2012) 'Capability development of local communities for project sustainability in afforestation/reforestation clean development mechanism', *Mitigation and Adaptation Strategies for Global Change*, 17(4), pp. 425–440. doi: 10.1007/s11027-011-9334-6.
- Yue, S. *et al.* (2015) 'Oil palm plantations fail to support mammal diversity', *Ecological Applications*, 25, p. 150420074844001. doi: 10.1890/14-1928.1.

Zuur, A. F. *et al.* (2009) *Mixed effects models and extensions in ecology with R*. New York, NY: Springer New York (Statistics for Biology and Health). doi: 10.1007/978-0-387-87458-6.

Zuur, A. F. and Ieno, E. N. (2016) 'A protocol for conducting and presenting results of regression-type analyses', *Methods in Ecology and Evolution*, 7(6), pp. 636–645. doi: <https://doi.org/10.1111/2041-210X.12577>.

Résumé : Les forêts tropicales abritent au moins deux-tiers de la biodiversité mondiale de la faune et de la flore, et stockent 25% du carbone terrestre. La Malaisie, l'un des 17 pays possédant une « méga-biodiversité », représente à elle seule 3% de la biodiversité animale à l'échelle mondiale. Cependant, le déclin de la biodiversité, principalement à cause de la déforestation et de la dégradation des forêts tropicales, est en train de s'accélérer à un rythme effarant. En Malaisie, l'élimination de la forêt tropicale au profit des zones agro-forestières dédiées à l'huile de palme a conduit à la perte, la fragmentation et la dégradation de cet habitat. Le projet *TRAILS* a pour but de contribuer à la mise en place de systèmes agro-forestiers innovants, associant cultures pérennes et forêts, destinés à répondre aux enjeux environnementaux et sociaux de la transition écologique et économique du pays. Cette étude se veut préliminaire au reste du projet *TRAILS*. Trois parcelles différentes ont été mises en place : une parcelle en palmeraie à huile en pleine activité, une parcelle comprenant une majorité de palmiers exploités mais en cours de reforestation avec des essences indigènes, et une parcelle reforestée autour d'un corridor riverain, sur laquelle les palmiers ne sont plus exploités. 10 sites d'échantillonnage ont été mis en place sur chaque parcelle, et 4 méthodes d'échantillonnage ont été appliquées sur la période de Janvier à Juin 2021 : le piégeage de petits mammifères vivants, le *camera-trapping* de moyens et grands vertébrés terrestres, l'observation directe d'anoures et le décompte au point d'oiseaux. Les résultats suggèrent que l'abondance spécifique est réduite dans les paysages de palmeraie comparativement aux paysages de forêt replantée, et que de nouvelles espèces ont commencé à coloniser le corridor riverain. L'influence de certains facteurs environnementaux sur la composition de la communauté faunique a également été étudiée.

Mots-clefs : conservation, biodiversité, *monitoring*, suivi, quantification, Malaisie, huile de palme

Abstract : Tropical forests host at least two-thirds of fauna and flora global biodiversity, and store 25% of terrestrial aboveground carbon. Malaysia, one of the 17 countries with a « mega-biodiversity », represents alone 3% of the global animal biodiversity. However, the biodiversity decline, mainly due to deforestation and degradation of tropical forests, grows at an incredible pace. In Malaysia, the suppression of the tropical forest, for the benefit of agro-forestry areas dedicated to palm oil, led to the loss, fragmentation and degradation of this habitat. *TRAILS* project aims at contributing to the setting of innovative agro-forestry systems, combining perennial crops and forests, all about challenging the social and environmental issues of the ecological and economic transition of the country. This study is meant to be preliminary to the rest of the *TRAILS* project. Three different lots were established : one in an active oil palm grove, one with a majority of palm trees but under reforestation activity with native timbers, and one in a riparian corridor where palm trees are no longer exploited. 10 sampling sites were set up in each lot, and 4 sampling methods were used from January to June 2021 : small mammals live trapping, medium to large terrestrial vertebrates camera-trapping, anourans visual encounter survey and bird radial point survey. Results suggest that specific abundance is reduced in palm tree landscapes, comparatively to reforested areas, and that new species started to colonize the riparian corridor. Some environmental components and there effects on wildlife community composition were also studied.

Keywords : *conservation, biodiversity, monitoring, quantification, Malaysia, palm oil*

Annexe 1 : Liste des espèces relevées classées par taxon, puis famille ; et nombre d'individus relevés par espèce, par type de parcelle pour toutes les méthodes d'échantillonnage (/ : relevé par cette méthode ; - : non relevé par cette méthode) ; statut IUCN des espèces (LC : *Least Concerned* ; NT : *Near Threatened* ; VU : *Vulnerable* ; EN : *Endangered* ; CR : *Critically Endangered*) ; endémicité (O : Oui / N : Non)

Annexe 1.A. : Liste des espèces relevées de **mammifères** classées par famille ; et nombre d'individus relevés par espèce, par type de parcelle et selon la méthode (piégeage ou *camera-trapping*) ; statut IUCN des espèces ; endémicité

Taxon : Mammifères								
Catégorie a : Petits mammifères								
Espèce	Nombre d'individus			Total	Statut IUCN	Endémicité	Méthode	
	PA	FPP	CR				Piégeage	Camera-trap
Famille Erinaceidae								
<i>Echinosorex gymnurus albus</i>	0	5	0	5	LC	N	/	-
Famille Muridae								
<i>Maxomys rajah</i>	0	1	0	1	LC	N	/	-
<i>Maxomys whiteheadi whiteheadi</i>	0	2	0	2	V	N	/	-
<i>Niviventer cremoriventer kina</i>	0	6	0	6	LC	N	/	-
<i>Rattus exulans</i>	2	2	2	6	LC	N	/	-
<i>Rattus tanezumi</i>	7	2	7	16	LC	N	/	-
<i>Rattus tiomanicus sabae</i>	76	1	56	133	LC	N	/	-
<i>Sundamys muelleri borneaunus</i>	95	41	60	196	LC	N	/	-
Famille Sciuridae								
<i>Callosciurus notatus</i>	40	10	28	78	LC	N	/	-
<i>Callosciurus prevostii pluto</i>	2	0	3	5	LC	N	/	/
<i>Sundasciurus lowi lowii</i>	0	1	0	1	LC	N	/	-
Famille Tupaiidae								
<i>Tupaia gracilis gracilis</i>	0	2	0	2	LC	N	/	-
<i>Tupaia longipes</i>	0	115	2	117	LC	N	/	-
<i>Tupaia minor caedis</i>	0	23	0	23	LC	N	/	/
<i>Tupaia tana kretami</i>	26	77	31	134	LC	N	/	-
Catégorie b : Moyens et grands mammifères								
Espèce	Nombre d'individus			Total	Statut IUCN	Endémicité	Méthode	
	PA	FPP	CR				Piégeage	Camera-trap
Famille Bovidae								
<i>Bubalus bubalis</i>	14	0	7	21	-	N	-	/
Famille Canidae								
<i>Canis lupus familiaris</i>	8	2	8	18	-	N	-	/
Famille Cercopithecidae								
<i>Macaca fascicularis</i>	2	6	34	42	VU	N	-	/
<i>Macaca nemestrina</i>	47	126	44	217	EN	N	-	/
Famille Cervidae								
<i>Rusa unicolor</i>	5	2	2	9	VU	N	-	/
Famille Erinaceidae								
<i>Echinosorex gymnura</i>	0	3	0	3	LC	N	-	/
Famille Felidae								
<i>Prionailurus bengalensis</i>	3	0	9	12	LC	N	-	/
Famille Hominidae								
<i>Pongo pygmaeus wurmbii</i>	0	3	1	4	CR	O	-	/
Famille Hystricidae								
<i>Trichys fasciculata</i>	0	7	0	7	LC	N	-	/
Famille Mephitidae								
<i>Mydaus javanensis</i>	0	2	2	4	LC	N	-	/
Famille Suidae								
<i>Sus barbatus</i>	8	44	67	119	VU	N	-	/

Famille Tragulidae								
<i>Tragulus napu</i>	0	8	0	2	LC	N	-	/
<i>Tragulus javanicus</i>	0	14	0	14	D	N	-	/
Famille Viverridae								
<i>Arctogalidia stigmatica</i>	3	9	4	16	LC	N	/	/
<i>Hemigalus derbyanus</i>	1	9	1	11	LC	N	-	/
<i>Viverra zangalunga</i>	5	16	7	28	LC	N	-	/

Annexe 1.B. : Liste des espèces relevées de **reptiles et amphibiens** classées par famille ; et nombre d'individus relevés par espèce, par type de parcelle ; statut IUCN des espèces ; endémicité

Taxon : Amphibiens et reptiles						
Espèce	Nombre d'individus			Total	Statut IUCN	Endémicité
	PA	FPP	CR			
Famille Bufonidae						
<i>Ingerophrynus divergens</i>	0	1	0	1	LC	N
Famille Dicroglossidae						
<i>Fejervarya limnocharis</i>	8	0	0	8	LC	N
<i>Limnonectes finchi</i>	3	1	0	4	LC	N
Famille Microhylidae						
<i>Chaperina fusca</i>	3	0	0	3	LC	N
<i>Kaloula baleata</i>	1	0	0	1	LC	N
<i>Metaphrynella sundana</i>	0	11	0	11	LC	N
<i>Microhyla borneensis</i>	2	5	0	7	LC	N
<i>Microhyla perparva</i>	0	4	0	4	LC	N
Famille Ranidae						
<i>Amnirana nicobariensis</i>	3	0	2	5	LC	N
<i>Chalcorana megalonesa</i>	25	4	17	46	LC	O
<i>Hylaran glandulosa</i>	1	11	2	14	LC	N
Famille Rhacophoridae						
<i>Kurixalus appendiculatus</i>	0	7	1	8	LC	N
<i>Nyctixalus pictus</i>	0	1	0	1	NT	N
<i>Polypedates colletti</i>	0	3	0	3	LC	N
<i>Polypedates leucomystax</i>	4	0	4	8	LC	N
<i>Polypedates macrotis</i>	0	0	1	1	LC	N
<i>Rhacophorus harrissoni</i>	0	2	0	2	LC	O
Famille Varanidae						
<i>Varanus salvator</i>	10	3	2	15	LC	N
Famille Geomydidae						
<i>Cuora amboinensis</i> **	1	0	0	1	LC	N

Annexe 1.C. : Liste des espèces relevées d'**oiseaux** classées par famille ; et nombre d'individus relevés par espèce, par type de parcelle et selon la méthode (décompte au point ou *camera-trapping*) ; statut IUCN des espèces ; endémicité

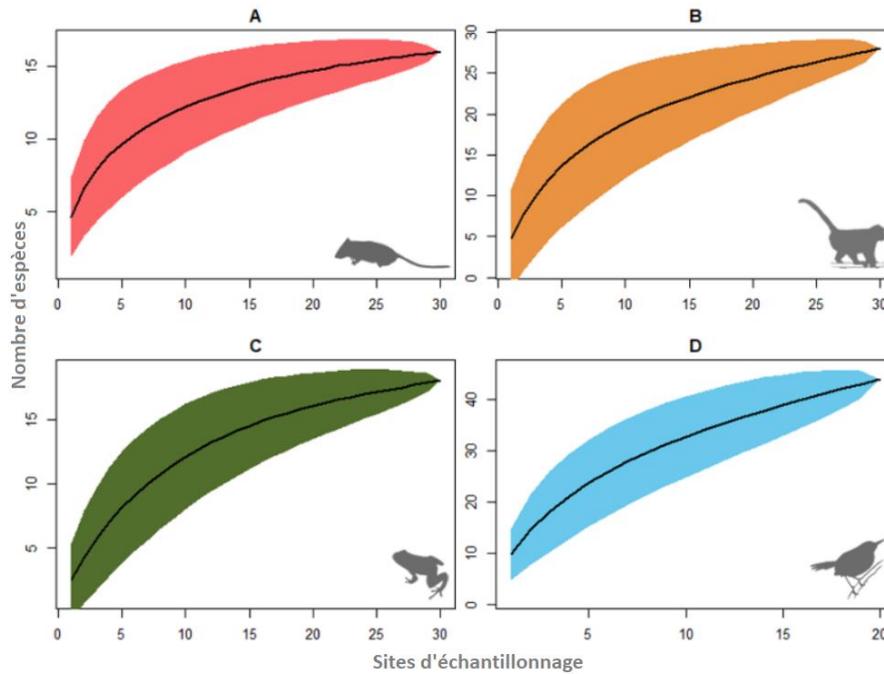
Taxon : Oiseaux								
Espèce	Nombre d'individus			Total	Statut IUCN	Endémicité	Méthode	
	PA	FPP	CR				Décompte au point	Camera-trap
Famille Accipitridae								
<i>Splornis cheela</i>	6		7	12	LC	N	/	/
<i>Nisaetus nanus</i>	0		4	4	VU		/	-
Famille Alcedinidae								
<i>Todiramphus chloris</i>	12		7	19	LC	N	/	-
<i>Todiramphus sanctus</i>	0		1	1	LC	N	/	-

Famille Ardeidae								
<i>Ardea alba modesta</i>	0		1	1		N	-	/
Famille Bucerotidae								
<i>Anthracoceros malayanus</i>	0		2	2	NT	N	/	-
<i>Anthracoceros albirostris</i>	0		1	1	LC	N	/	-
<i>Buceros rhinoceros</i>	0		2	2	NT	N	/	-
Famille Cisticolidae								
<i>Orthotomus ruficeps</i>	1		23	24	LC	N	/	-
<i>Orthotomus sericeus</i>	38		42	80	LC	N	/	-
Famille Ciconiidae								
<i>Ciconia stormi</i>	1		0	1	EN	N	-	/
Famille Columbidae								
<i>Chalcophaps indica</i>	0	2	1	3	LC	N	/	/
<i>Treron calvus</i>	3		1	4	LC	N	/	-
<i>Ducula aenea</i>	0		1	1	LC	N	/	-
<i>Treron olax</i>	0		4	4	LC	N	/	-
<i>Spilopelia chinensis</i>	0		1	1	LC	N	/	-
Famille Corvidae								
<i>Corvus enca</i>	0		10	10	LC	N	/	-
Famille Cuculidae								
<i>Centropus sinensis</i>	2		1	3	LC	N	/	-
<i>Centropus bengalis</i>	0		20	22	LC	N	/	-
<i>Cacomantis merulinus</i>	0		1	1	LC	N	/	-
Famille Dicaeidae								
<i>Diaceum trigonostigma</i>	0		1	1	LC	N	/	-
Famille Estrildidae								
<i>Lonchura atricapilla</i>	1		6	7	LC	N	/	-
<i>Lonchura fuscans</i>	3		1	4	LC	N	/	-
<i>Erythrura hyperythra</i>	0		1	1	LC	N	/	-
Famille Eurylaimidae								
<i>Eurylaimus ochromalus</i>	0		1	1	NT	N	/	-
Famille Muscipidae								
<i>Copsychus saularis</i>	18		32	50	LC	N	/	-
<i>Copsychus stricklandii</i>	4		3	7	LC	N	/	-
Famille Nectariniidae								
<i>Leptocoma calcostetha</i>	0		6	6	LC	N	/	-
<i>Aethopyga siparaja</i>	2		1	3	LC	N	/	-
<i>Cinnyris jugularis</i>	0		1	1	LC	N	/	-
Famille Passeridae								
<i>Passer montanus</i>	0		2	2	LC	N	/	-
Famille Phasianidae								
<i>Gallus gallus</i>	0		1	1	LC	N	/	-
<i>Lophura ignita</i>	0	8	2	10	LC	N	-	/
<i>Argasianus argus</i>	0	2	0	2	LC	N	-	/
Famille Picidae								
<i>Blythipicus rubiginosus</i>	0		2	2	LC	N	/	-
Famille Pittidae								
<i>Pitta sordida</i>	0	1	0	1	LC	N	/	/
Famille Pycnonotidae								
<i>Pycnonotus simplex</i>	8		1	9	LC	N	/	-
<i>Pycnonotus priocephalus</i>	0		1	1	LC	N	/	-
<i>Ducula aenea</i>	0		1	1	LC	N	/	-
<i>Pycnonotus goiavier</i>	19		62	81	LC	N	/	-

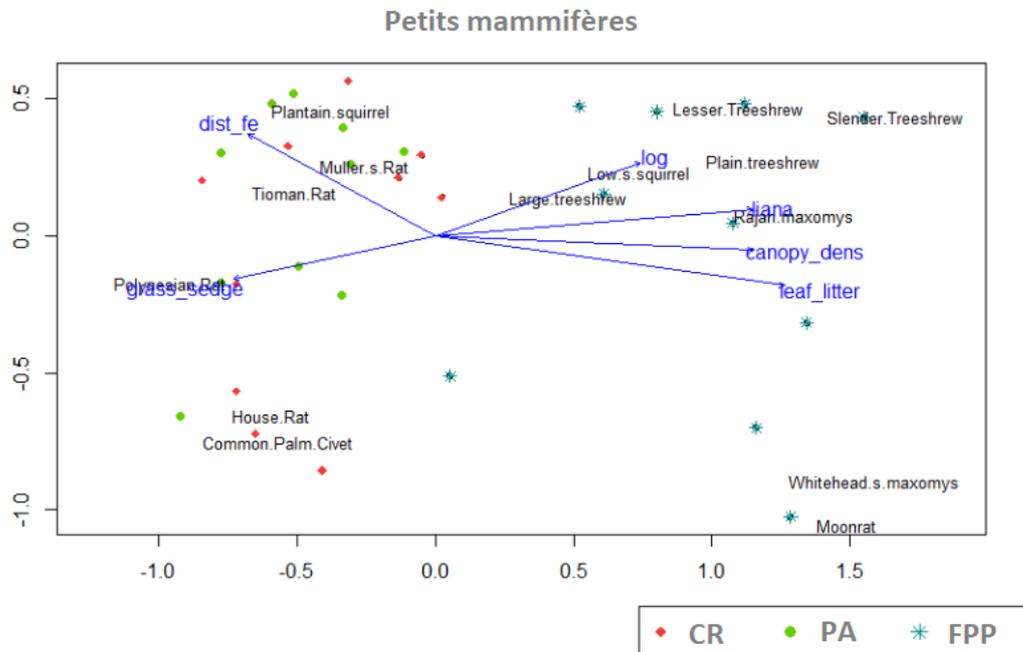
Famille Rallidae								
<i>Amaurornis phoenicurus</i>	0		7	7	LC	N	/	/
Famille Rhipiduridae								
<i>Rhipidura javanica</i>	29		28	57	LC	N	/	-
Famille Strigidae								
<i>Ketupa ketupu</i>	0	1	0	1	LC	N	-	/
Famille Sturnidae								
<i>Acridotheres tristis</i>	4		0	4	LC	N	/	-
<i>Gracula religiosa</i>	0		2	2	LC	N	/	-
Famille Timaliidae								
<i>Macronus bornensis</i>	48		22	70	LC	N	/	-
<i>Stachyris maculata</i>	2		2	4	NT	N	/	-
<i>Strachyris erythroptera</i>	1		0	1	LC	N	/	-

Annexe 2 : Figures complémentaires de support

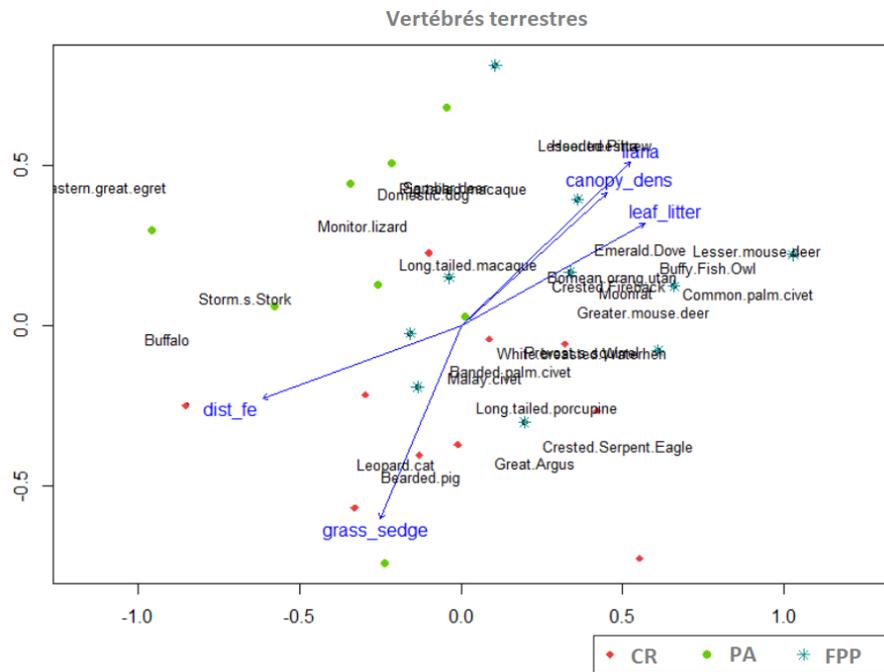
Annexe 2.A : Courbes d'accumulation spécifiques obtenues pour chacune des méthodes d'échantillonnage : **(A)** des petits mammifères par piégeage, **(B)** des vertébrés terrestres par camera-trapping,, **(C)** des anoures par VES et **(D)** des oiseaux par décompte au point.



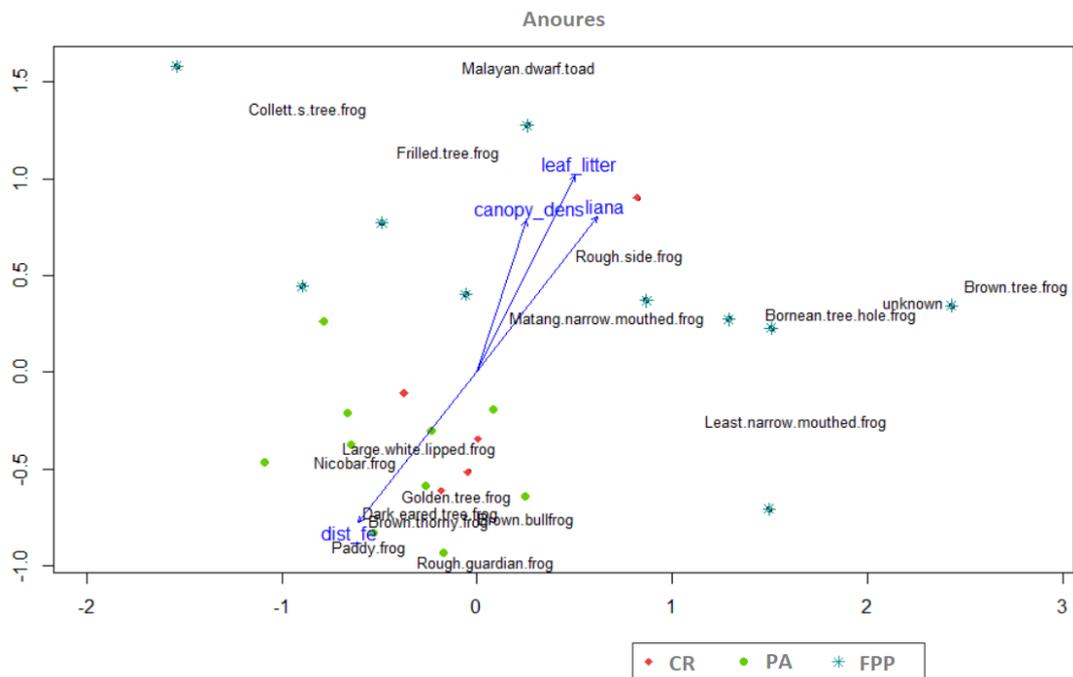
Annexe 2.B : Analyse *NMDS* basée sur les dissimilarités de Bray-Curtis avec les variables environnementales sélectionnées ($P < 0,05$) pour le piégeage physique des petits mammifères, basée sur les espèces.



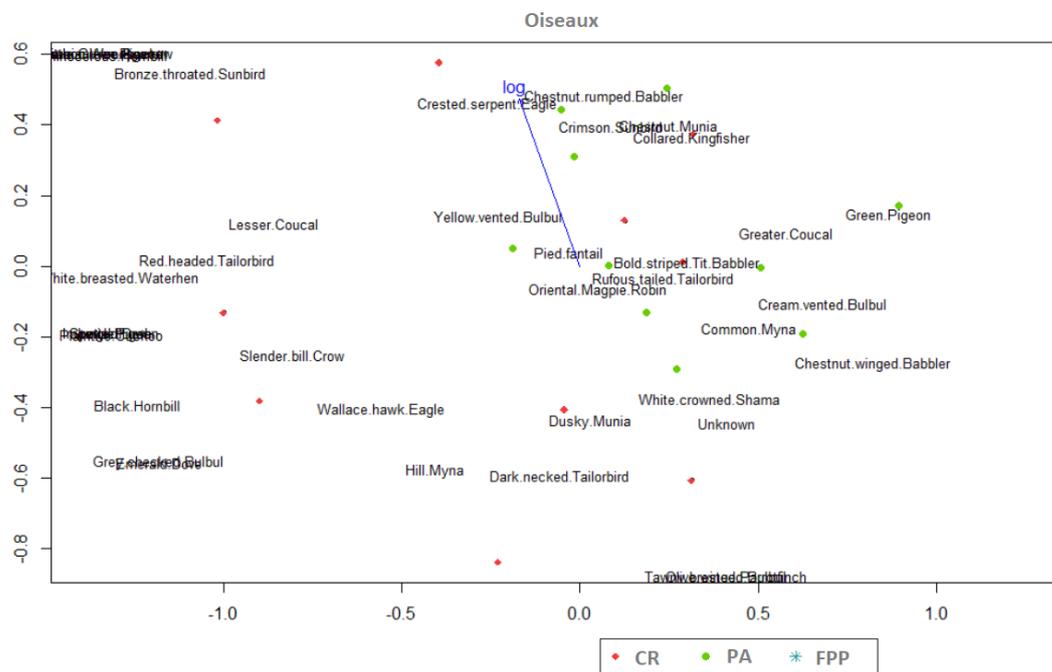
Annexe 2.C : Analyse *NMDS* basée sur les dissimilarités de Bray-Curtis avec les variables environnementales sélectionnées ($P < 0,05$) pour le *camera-trapping* des vertébrés terrestres (moyens et grands mammifères, reptiles et oiseaux), basée sur les espèces.



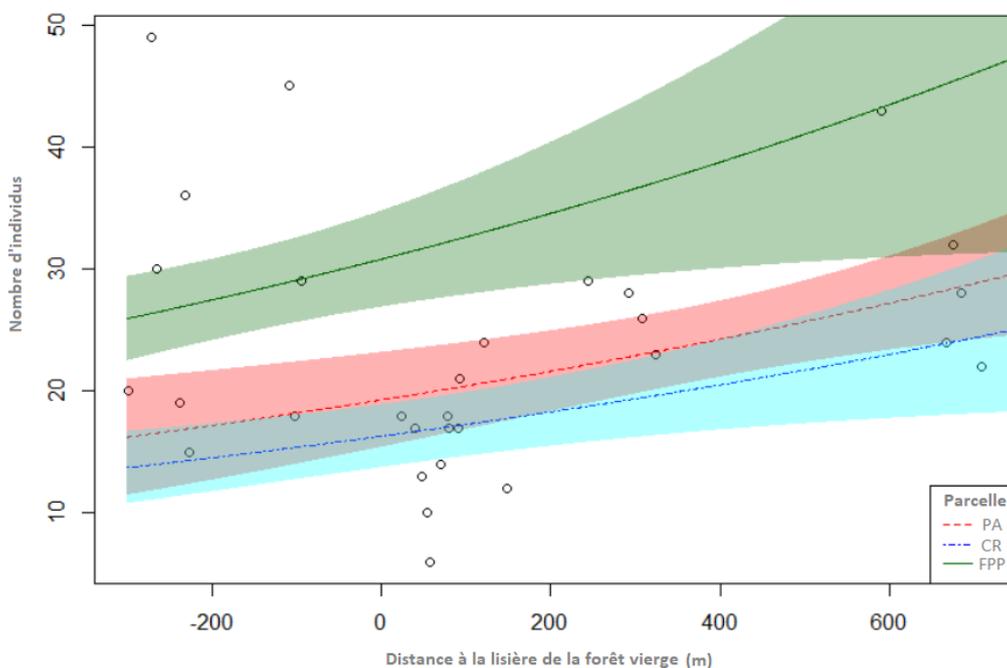
Annexe 2.D : Analyse *NMDS* basée sur les dissimilarités de Bray-Curtis avec les variables environnementales sélectionnées ($P < 0,05$) pour le VES des anoures, basée sur les espèces.



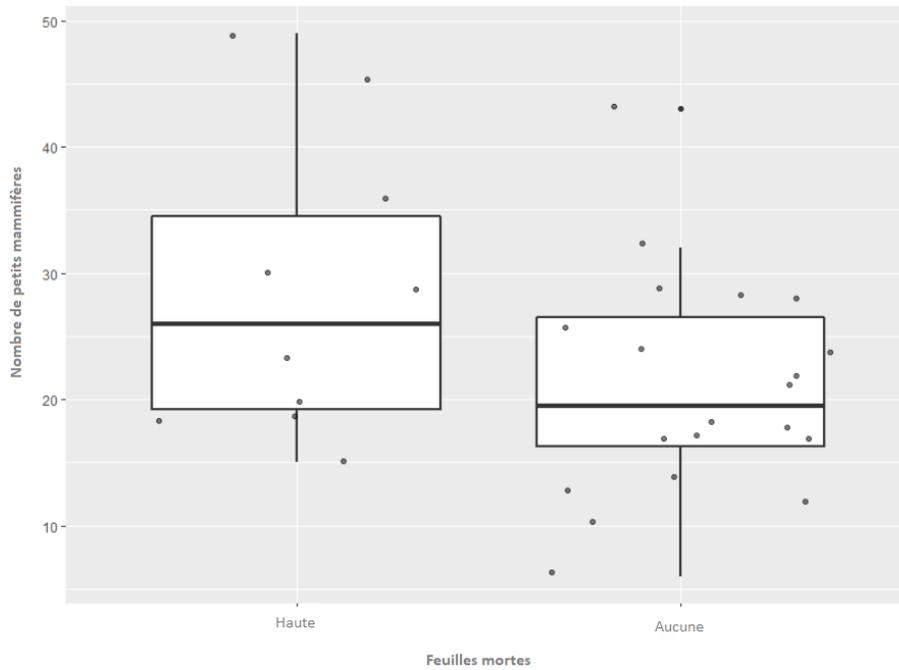
Annexe 2.E : Analyse *NMDS* basée sur les dissimilarités de Bray-Curtis avec les variables environnementales sélectionnées ($P < 0,05$) pour le décompte au point des oiseaux, basée sur les espèces.



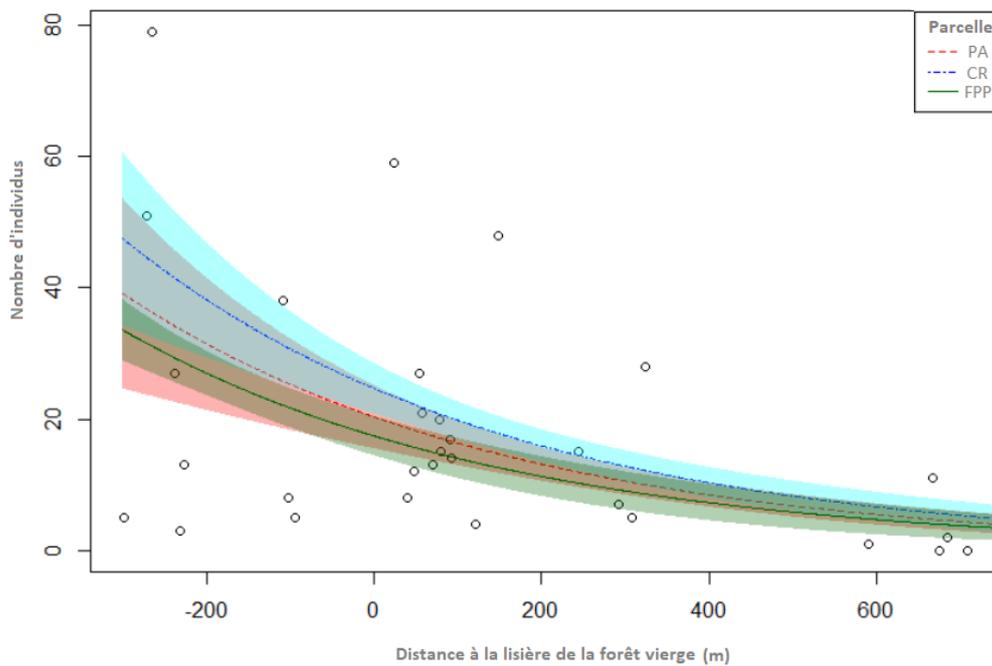
Annexe 2.F : Graphique de modèle général linéarisé (*GLM*) quantifiant le nombre d'individus (petits mammifères) en fonction de la distance à la lisière de la forêt vierge (m).



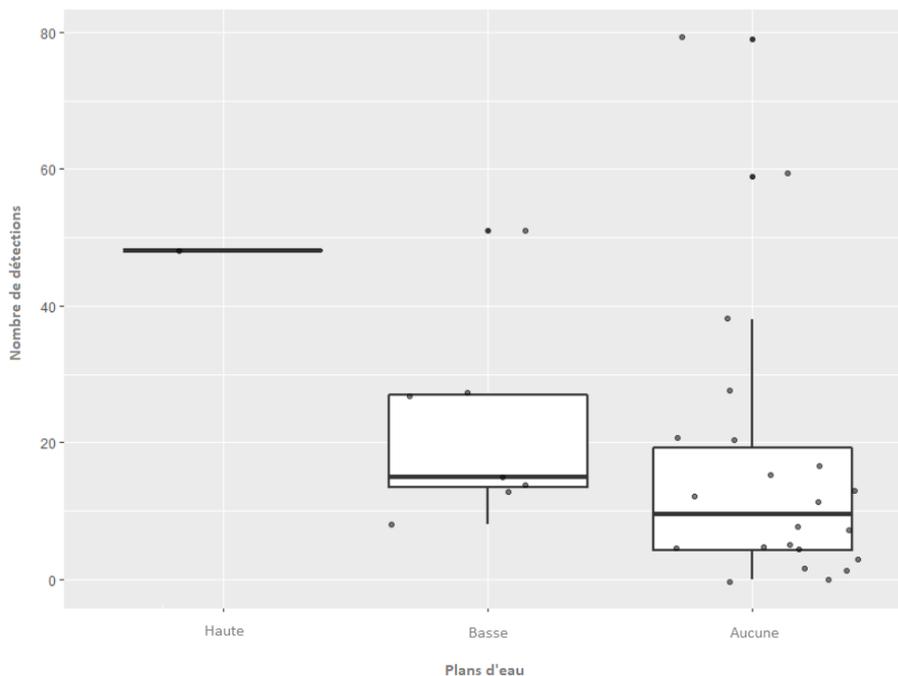
Annexe 2.G : Graphique de modèle général linéarisé (*GLM*) quantifiant le nombre d'individus (petits mammifères) en fonction de la présence (Haute) et de l'absence (Aucune) de couverture de feuilles mortes au sol.



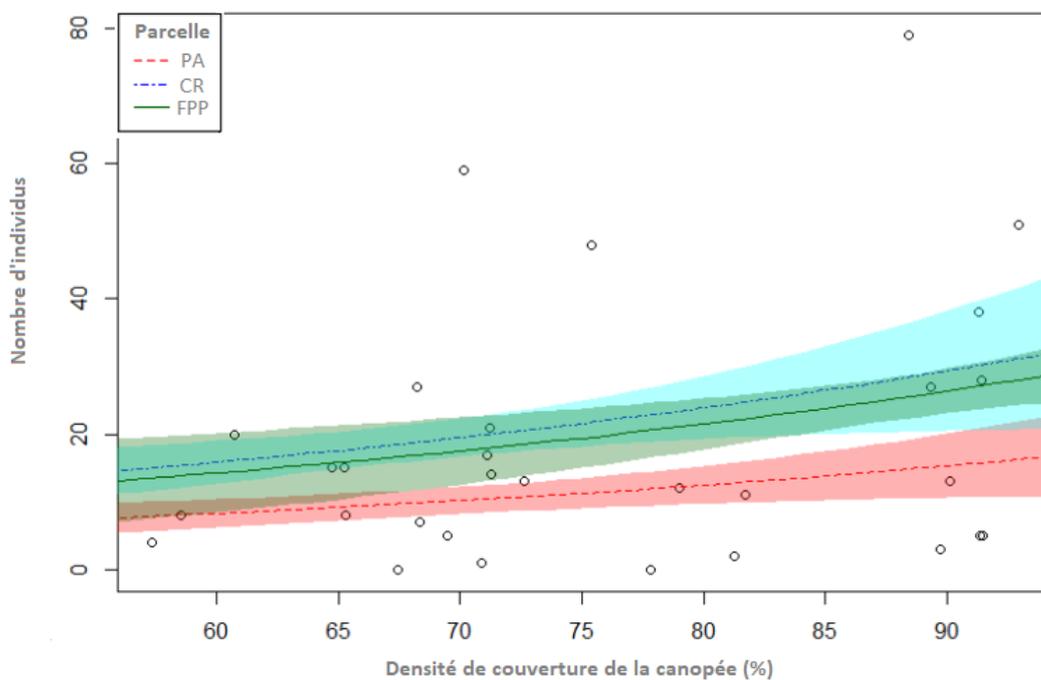
Annexe 2.H : Graphique de modèle général linéarisé (*GLM*) quantifiant le nombre d'individus (vertébrés terrestres obtenus en *camera-trapping*) en fonction de la distance à la lisière de la forêt vierge (m) avec un intervalle de confiance de 95%



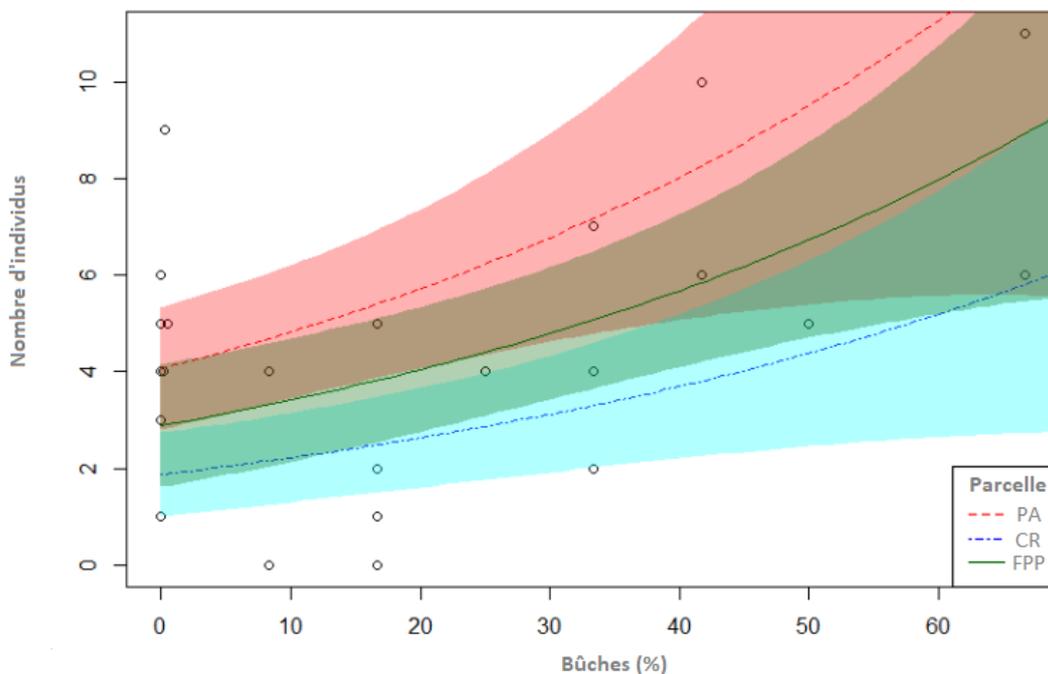
Annexe 2.I : Graphique de modèle général linéarisé (GLM) quantifiant le nombre d'individus (vertébrés terrestres obtenus en camera-trapping) en fonction de la présence (Faible, Elevée) et de l'absence (Aucune) de plans d'eau.



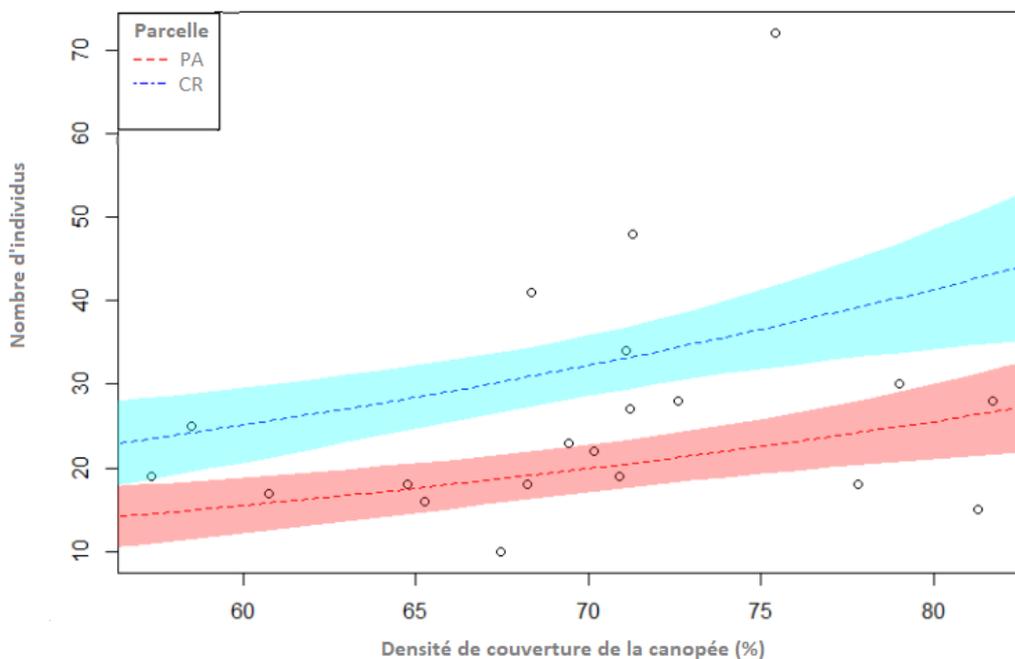
Annexe 2.J : Graphique de modèle général linéarisé (GLM) quantifiant le nombre d'individus (vertébrés terrestres obtenus en camera-trapping) en fonction de la densité de couverture de la canopée (%), avec un intervalle de confiance de 95%.



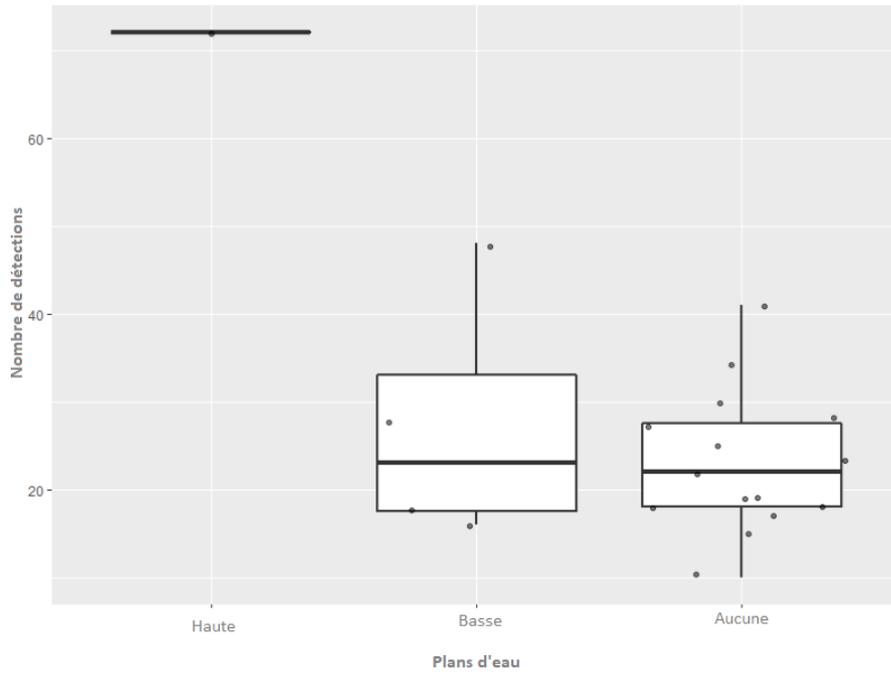
Annexe 2.K : Graphique de modèle général linéarisé (GLM) quantifiant le nombre d'individus (anoures obtenues en VES) en fonction de la présence de bûches (%), avec un intervalle de confiance de 95%.



Annexe 2.L : Graphique de modèle général linéarisé (GLM) quantifiant le nombre d'individus (oiseaux obtenus en décompte au point) en fonction de la densité de couverture de la canopée (%), avec un intervalle de confiance de 95%.



Annexe 2.M : Graphique de modèle général linéarisé (*GLM*) quantifiant le nombre d'individus (oiseaux obtenus en décompte au point) en fonction de la présence (Faible, Elevée) et de l'absence (Aucune) de plans d'eau.



Annexe 3 : Paramètres de régression estimés, erreurs-types, z-values, P-values et AIC pour le modèle de régression de Poisson présenté dans l'équation (3) : Nombre d'individus ~ Parcelle + Variable environnementale unique (par méthode d'échantillonnage, sauf pour la VES des Anoures). Le modèle final regroupe tous les prédicteurs significatifs (avec une P-value < 0,05).

Petits mammifères (piégeage physique)				
Formule : Nombre d'individus ~ Parcelle + Feuilles mortes				
Coefficients	Estimation	Ecart-type (Standard Error)	z-value	P-value
Ordonnée	3,346	0,060	56,394	<0,001
Feuilles mortes (Aucune)	-0,484	0,096	-5,038	<0,001
Parcelle (« PA »)	0,332	0,099	3,355	<0,001
AIC = 251,39		Pseudo R ² = 0,214		
Formule : Nombre d'individus ~ Parcelle + Distance à la lisière de la forêt vierge				
Coefficients	Estimation	Ecart-type (Standard Error)	z-value	P-value
Ordonnée	3,428	0,0639	53,628	<0,001
Distance (m)	<0,001	<0,001	3,195	<0,001
Parcelle (« PA »)	-0,468	0,134	-3,501	<0,001
Parcelle (« CR »)	-0,636	0,1073	-5,963	<0,001
AIC = 243,29		Pseudo R ² = 2,95 E-10		
Vertébrés terrestres (Camera trap)				
Formule : Nombre d'individus ~ Parcelle + Densité de la canopée				
Coefficients	Estimation	Ecart-type (Standard Error)	z-value	P-value
Ordonnée	1,432	0,600	2,388	0,017
Densité de la canopée (%)	0,020	0,007	3,058	0,002
Parcelle (« PA »)	-0,542	0,163	-3,317	<0,001
Parcelle (« CR »)	0,106	0,159	0,671	<0,001
AIC = 559,78		Pseudo R ² = 0,152		
Formule : Nombre d'individus ~ Parcelle + Distance à la lisière de la forêt vierge				
Coefficients	Estimation	Ecart-type (Standard Error)	z-value	P-value
Ordonnée	2,860	0,086	33,341	<0,001
Distance (m)	-0,002	0,0002	6,378	<0,001
Parcelle (« PA »)	0,154	0,172	0,894	<0,001
Parcelle (« CR »)	0,347	0,130	2,658	<0,001
AIC = 529,43		Pseudo R ² = 0,21		
Formule : Nombre d'individus ~ Parcelle + Plans d'eau				
Coefficients	Estimation	Ecart-type (Standard Error)	z-value	P-value
Ordonnée	4,267	0,179	23,83	<0,001
Plans d'eau (Faible)	-0,813	0,187	-4,356	<0,001
Plans d'eau (Aucun)	-1,125	0,167	-6,735	<0,001
Parcelle (« PA »)	-0,895	0,116	-7,728	<0,001
Parcelle (« CR »)	-,0396	0,106	-3,765	<0,001
AIC = 527,53		Pseudo R ² = 0,219		
Oiseaux (décompte au point)				
Formule : Nombre d'individus ~ Parcelle + Plans d'eau				
Coefficients	Estimation	Ecart-type (Standard Error)	z-value	P-value
Ordonnée	3,930	0,153	25,717	<0,001
Plans d'eau (Faible)	-0,714	0,165	-4,320	<0,001
Plans d'eau (Aucun)	-,0991	0,138	-7,356	<0,001
Parcelle (« CR »)	0,347	0,097	3,563	<0,001
AIC = 155,26		Pseudo R ² = 0,608		
Formule : Nombre d'individus ~ Parcelle + Densité de la canopée				
Coefficients	Estimation	Ecart-type (Standard Error)	z-value	P-value
Ordonnée	1,249	0,495	2,526	0,115
Densité de la canopée (%)	0,025	0,007	3,667	<0,001
Parcelle (« CR »)	0,481	0,090	5,34	<0,001
AIC = 187,62		Pseudo R ² = 0,321		